

Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava

17. listopadu 15, 708 33 Ostrava – Poruba

Hornicko – geologická fakulta

Institut environmentálního inženýrství

**Hodnocení stupně zasolení vod poklesových kotlin na základě charakteristiky
malakocenóz**

**The assessment of salinisation in flooded mine subsidences based on mallacocenosis
characteristics**

Disertační práce

Autor: Ing. Kamila Kašovská

Školitel: doc. Ing. Barbara Stalmachová, CSc.

Studijní program: Inženýrská ekologie

Obor: Ochrana životního prostředí v průmyslu

Ostrava 2012

Abstrakt:

Disertační práce se zabývá hodnocením stupně zasolení vod ve zvodnělých poklesových kotlinách na základě druhového složení vodních malakocenóz. Chemismus vod poklesových kotlin je výrazně ovlivněn úpravami břehových částí návozy hlušinového materiálu, což má za následek zvýšené hodnoty některých parametrů vod. Jedná se zejména o obsah rozpuštěných látek, chloridů a síranů – tedy o faktory, jež mají přímou spojitost se zasolením povrchových vod. Zvýšená salinita má významný vliv na biotu ve zvodnělých poklesových kotlinách – vegetaci, bezobratlé a následně také nepřímo na obratlovce (obojživelníci, plazi a ptáci). Její zvýšené hodnoty mohou vést až k likvidaci některých druhů rostlin a živočichů a zhoršení ekologického stavu biotopu.

Pro výzkum závislostí mezi stupněm zasolení a charakterem vodních malakocenóz bylo vybráno 10 lokalit – zvodnělých poklesových kotlin – na Karvinsku. Hodnocení bylo provedeno na základě analýz hydrochemických parametrů a sběrů vodních druhů měkkýšů za období dvou let (2010, 2011). Na základě statistických analýz byly zjištěny závislosti mezi obsahem rozpuštěných látek, chloridů, konduktivitou a pH a některými druhy vodních měkkýšů. Zmíněn je také vliv obsahu vápníku a hořčíku na malakocenózy. Na základě výsledků získaných v rámci této disertační práce můžeme říci, že optimální hodnoty pro vývin vodních malakocenóz jsou ve vodách s hodnotami zasolení nad 500 mg/l s tím, že horní hranice se pohybuje okolo 1000 – 1200 mg/l RL. U ostatních sledovaných hydrochemických parametrů (pH, Ca, Mg, chloridy, sírany) nebyl zjištěn přímý statisticky významný vliv na složení vodních malakocenóz v ZPK.

V návaznosti na tato fakta byly označeny 2 vodní druhy kmene *Mollusca* za vhodné bioindikátory zasolení povrchových vod a byly určeny mezní hodnoty obsahu rozpuštěných látek, na které by měl být brán ohled při plánování hydrické rekultivace ve zvodnělých poklesových kotlinách.

Klíčová slova: hornická krajina, bioindikace, salinita, zvodnělé poklesové kotliny, vodní měkkýši

Abstract:

Doctoral thesis is devoted to the evaluation of salinity in flooded mine subsidences according to aquatic mollusc diversity. Chemism of water in flooded mine subsidences is significantly influenced by banks modeling, using tailings, this could result in higher values of some hydrochemical factors, such as content of dissolved substances, chlorids and sulphates – thus factors, that are related to salinity of surface waters. Higher salinity has considerable impact on biota in flooded mine subsidences – vegetation, invertebrates and also subsequently on vertebrates (amphibians, reptiles and birds). Higher values of salinity could even lead to the species liquidation (plants and animals) and to ecological status deterioration of biotop.

There were chosen 10 localities for the study – flooded mine subsidences – in Karvina region. The assessment was conducted according to water chemism and aquatic malacocenosis characteristics (sampling and field study in 2010 and 2011). There were found correlations between content of total dissolved substances, chlorids, conductivity, pH and some mollusc species. There is also some information about calcium and potassium impact on malacocenosis. On the basis of results from this disertation thesis we can say, that optimal conditions for aquatic malacocenosis in waters in flooded mine subsidences are above the value 500 mg/l and the upper limitation value is about 1000 – 1200 mg/l total dissolved substances. In other examined hydrochemical parametres (pH, Ca, Mg, chlorids, sulfats) were not found statistically significant effects on the aquatic malacocenosis in flooded mine subsidences.

In relation, there were identified 2 aquatic mollusc species as appropriate bioindicators of surface waters salinity, this study comment salso the water salinity condition in the course of hydric reclamation in flooded mine subsidences.

Key words: mining landscape, bioindication, salinity, flooded mine subsidences, aquatic molluscs

Čestné prohlášení

„Prohlašuji, že jsem celou disertační práci vypracovala samostatně, podle pokynů školitele, s použitím uvedené literatury, v souladu se Směrnicí děkana č. 1/2010 Disertační práce a autoreferát a v souladu se Studijním a zkušebním řádem pro studium v doktorských studijních programech Vysoké školy báňské – Technické univerzity Ostrava.

V souladu s §47a zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů souhlasím s publikováním textu své práce na webové stránce HGF VŠB-TU Ostrava.

V Ostravě 21.9. 2012

Ing. Kamila Kašovská

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala doc. Ing. Barbaře Stalmachové, CSc. za cenné rady a odborné vedení této práce.

Děkuji Mgr. Edytě Sierce, PhD. za odborné konzultace (nejen) během mé stáže na Slezské Univerzitě v Katovicích.

Děkuji své rodině a přátelům za morální podporu a také všem, jež obětovali svůj mnohdy drahocenný čas a vydali se se mnou do terénu „lovit šneky“, jmenovitě kolegyni Ing. Dana Žampachová, Mgr. Hana Franková, kolega Mgr. Lukasz Pierzchala a přítel Ing. Jaromír Holubec.

Dále bych ráda poděkovala za finanční podporu VŠB – TU Ostrava v rámci grantu SGS 2010 s názvem „Hodnocení účinnosti provedených rekultivací zvodnělých poklesových kotlin na základě charakteristiky fyto- a zoocenóz“. Díky této podpoře vznikly významné části této disertační práce.

Obsah

1 Motivace a cíl práce	1
2 Zvodnělé poklesové kotliny a problematika zasolení	4
2.1 Předmět studia – zvodnělé poklesové kotliny	4
2. 2 Problematika zasolení a hydrochemie ZPK	5
2.3 Makrobezobratlí a tolerance k zasolení povrchových vod.....	8
2. 4 Související legislativa	10
3 Bioindikační význam vodních druhů kmene <i>Mollusca</i>	13
4 Charakteristika oblasti.....	17
4.1 Přírodní podmínky území	17
Geografie a geologie	17
Pedologie.....	18
Hydrogeologické a hydrochemické poměry.....	18
Klimatologie a hydrometeorologie oblasti.....	19
Vegetace.....	20
Zoogeografická charakteristika	21
4.2 Charakteristika jednotlivých lokalit.....	21
5 Metodika	32
5.1 Výběr lokalit malakozoologického výzkumu	32
5.2 Hydrochemické stanovení vod	34
5.3 Sběr vodních druhů kmene <i>Mollusca</i>	35
5.4 Malakozoologická determinace	36
5.5 Salinita.....	36
5.6 Testy ekotoxicity	37
5.7 Statistické zpracování dat, další měření.....	38

Ing. Kamila Kašovská: Hodnocení stupně zasolení vod poklesových kotlin na základě
charakteristiky malakocenóz

5.8 Charakteristické znaky zoocenóz – dominance, frekvence.....	39
6 Výsledky	41
6.1 Hydrochemické parametry vod v ZPK.....	41
6.2 Charakteristika malakocenóz.....	49
6.2.1 Přehled nalezených druhů	57
6.3 Analýza závislostí mezi malakocenózami a hydrochemickými parametry	62
6.3.1 Identifikace bioindikativně využitelných druhů	67
7 Zhodnocení výsledků a diskuze	69
8 Závěr.....	81
9 Publikační činnost	83
10 Literatura.....	84
Seznam příloh.....	97
11 Přílohy	98

Seznam obrázků, tabulek a grafů

Obrázek 1 Lokalizace výzkumných míst (1 - U cesty, 2 - Barbora, 3 - U Obalovny, 4 - František skládka, 5 - U kostela, 6 - Louky, 7 - Darkov, 8 - Bartošůvka, 9 - U lesa nad Bartošůvkou, 10 - Solecká), zdroj: www.karvina.org , M 1: 25 000	22
Obrázek 2 Lokalita U cesty, foto: Kašovská, 2010 – 2012 pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com Obrázek 2 Lokalita U cesty, foto: Kašovská, 2010 - 2012, pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com	22
Obrázek 3 Lokalita Barbora, foto: Kašovská, 2010 – 2012, pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com	23
Obrázek 4 Lokalita U Obalovny, foto: Kašovská, 2010 – 2012, pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com	24
Obrázek 5 Lokalita František skládka, foto: Kašovská, 2010 – 2012, pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com	24
Obrázek 6 Lokalita U kostela, foto: Kašovská, 2010 – 2012, pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com	25
Obrázek 7 Lokalita Louky, foto: Kašovská, 2010 – 2012, pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com	26
Obrázek 8 Lokalita Darkovské moře, foto: Kašovská, 2010 – 2012, pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com	27
Obrázek 9 Lokalita Bartošůvka, foto: Kašovská, 2010 – 2012, pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com	28
Obrázek 10 Lokalita U lesa nad Bartošůvkou, foto: Kašovská, 2010 – 2012, pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com	29
Obrázek 11 Lokalita Solecká, foto: Kašovská, 2010 – 2012, pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com	30
Obrázek 12 Shlukovací analýza (tzv. Cluster analýza)	42
Obrázek 13 PCA ordinační analýza – korelace mezi druhy vodních měkkýšů, obsahem chloridů a salinitou (TDS, z angl. total dissolved substance=RL). Vysvětlivky zkratk: Hip_com – Hippeutis complanatus, Ana_ana – Anodonta anatina, Ani_vor – Anisus vortex, Sph_cor – Sphaerium corneum, Apl_hyp – Aplexa hypnorum, Pla_cor – Planorbis corneus, Lym_sta – Lymnea stagnalis, Rad_per – Radix peregra, Sta_cor – Stagnicola corvus, Phy_acu – Physella cf. acuta,	

Ing. Kamila Kašovská: Hodnocení stupně zasolení vod poklesových kotlin na základě
charakteristiky malakocenóz

Gyr_alb – Gyraulus albus, Pot_ant – Potamopyrgus antipodarum, Ekologické skupiny: SGPD, PDt, RV (SG), SGRV, SG (vysvětleno v kapitole 4 Metodika).....	65
Obrázek 14 RDA analýza – korelace mezi druhy vodních měkkýšů, pH a obsahem RL. Vysvětlivky zkratk: Hip_com – Hippeutis complanatus, Ana_ana – Anodonta anatina, Ani_vor – Anisus vortex, Sph_cor – Sphaerium corneum, Apl_hyp – Aplexa hypnorum, Pla_cor – Planorbarius corneus, Lym_sta – Lymnea stagnalis, Rad_per – Radix peregra, Sta_cor – Stagnicola corvus, Phy_acu – Physella cf. acuta, Gyr_alb – Gyraulus albus, Pot_ant – Potamopyrgus antipodarum ..	66
Obrázek 15 RDA analýza - korelace mezi obsahem rozpuštěných látek (RL), ekologickými skupinami, početností (Eveness), počtem druhů (Num.Spec). Vysvětlivky zkratk: ekologické skupiny - SGPD, PDt, RV (SG), SGRV, SG (vysvětleno v kapitole 4 Metodika)	67
Tabulka 1 Charakteristika lokalit výzkumu.....	31
Tabulka 2 Hydrochemické ukazatele vod (zpracováno podle práce Pierzchala et al. 2011)	35
Tabulka 3 Seznam vodních druhů měkkýšů nalezených v ZPK	50
Tabulka 4 Seznam vodních druhů měkkýšů nalezených v ZPK, pokračování.....	51
Tabulka 5 Zhodnocení dominance, frekvence a soupis počtu jedinců v rámci všech sledovaných lokalit.....	53
Tabulka 6 Vztah mezi obsahem RL (mg/l), Shannonovým indexem diversity a vyrovnaností rozložení, počtem druhů (Num.Sepec) na každé z lokalit.....	63
Tabulka 7 Výsledky testů korelace mezi environmentálními faktory a charakterem malakocenóz (koeficient označen * je statisticky významný ($p < 0.05$)).....	64
Graf 1 Obsah RL na jednotlivých lokalitách, začátek	43
Graf 2 Obsah RL na jednotlivých lokalitách, pokračování	43
Graf 3 Hodnoty konduktivity na jednotlivých lokalitách.....	44
Graf 4 Hodnoty pH na jednotlivých lokalitách	45
Graf 5 Obsah Ca na jednotlivých lokalitách	45
Graf 6 Obsah Mg na jednotlivých lokalitách	46
Graf 7 Obsah chloridů na jednotlivých lokalitách	47
Graf 8 Obsah síranů na jednotlivých lokalitách.....	48

Ing. Kamila Kašovská: Hodnocení stupně zasolení vod poklesových kotlin na základě
charakteristiky malakocenóz

Graf 9 Zastoupení druhů měkkýšů na jednotlivých lokalitách.....	52
Graf 10 Výskyt počtu druhů v jednotlivých třídách zasolení.....	54
Graf 11 Výskyt počtu jedinců v jednotlivých třídách zasolení.....	54
Graf 12 Zastoupení původních a nepůvodních druhů na jednotlivých lokalitách	55
Graf 13 Zastoupení jednotlivých ekologických skupin měkkýšů na lokalitách	56
Graf 14 Průměrná početnost druhů (average abundance) na jednotlivých lokalitách s hodnotami salinity vyššími než 1000 mg/l (TDS=RL>1000mg/l) a na lokalitách se salinitou nižší než 1000 mg/l (TDS=RL<1000mg/l), Druhy (species): Hip_com – Hippeutis complanatus, Ana_ana – Anodonta anatina, Ani_vor – Anisus vortex, Sph_cor – Sphaerium corneum, Apl_hyp – Aplexa hypnorum, Pla_cor – Planorbis corneus, Lym_sta – Lymnea stagnalis, Rad_per – Radix peregra, Sta_cor – Stagnicola corvus, Phy_acu – Physella cf. acuta, Gyr_alb – Gyraulus albus, Pot_ant – Potamopyrgus antipodarum – Druhy označené * vykazují významně odlišnou abundanci mezi uvedenými skupinami lokalit ($p < 0.05$)	63

Seznam zkratk

DP	= disertační práce
KNK4.5	= kyselinová neutralizační kapacita do pH 4,5 (celková alkalita)
PCA	= Principal Component Analysis (analýza hlavních komponent)
RDA	= Redundancy Gradient Analysis (analýza přímých gradientů)
RL	= Rozpuštěné látky
TDS	=Total dissolved substances = Rozpuštěné látky (v AJ)
UPGMA	= Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean (metoda párování pomocí nevážených aritmetických průměrů)
ZPK	=Zvodnělé poklesové kotliny

1 Motivace a cíl práce

Hlubinné dobývání má na Karvinsku dlouholetou tradici. Tato činnost je neodmyslitelně spojena jednak s oblastí Horního Slezska (českou i polskou částí), jednak také s nevratnými změnami v krajině. Kromě vlastní těžby černého uhlí a dalších doprovodných činností, jako jsou výrobní procesy a ukládání odpadů z těžby na povrchu, jsou jedním z nejzávažnějších změn v hornické krajině sekundární vertikální pohyby v nadloží v blízkosti místa dobývání – poklesy nadloží. Síla a charakter takovýchto posuvů je závislá na mocnosti uhelné vrstvy, hloubce těžby a hydrologii dané oblasti (Lewin, Smoliński 2006). Společným výsledkem těchto třech činitelů může být v případě výskytu vyšší hladiny spodní vody zatopení oblasti a vyplnění volných prostor podzemní, ale také povrchovou vodou (Rzetała 1998). Takto vznikají zvodnělé poklesové kotliny (dále také ZPK), jež jsou v budoucnosti potenciálním útočištěm pro makrofyta, bezobratlé (z počátku zejména hmyz a měkkýše atd.), obojživelníky, plazy a vodní ptáky.

Vzhledem k faktu, že veškeré změny v krajině zapříčiněné člověkem v období posledního století vedly přímo či nepřímo k degradacím či destrukcím velké většiny sladkovodních ekosystémů, je vznik nových (sekundárních) vodních ploch – rozumějme právě zvodnělých poklesových kotlin - naopak více než vítán. I když jsou změny způsobené člověkem (nejen v oblasti hlubinné těžby) většinou velmi radikální a rychlé a organismy nemají tudíž šanci se jim adaptovat (Hambler et al. 2011, Thomas & Morris 1994), mnohé studie již prokázaly, že antropogenicky vzniklá stanoviště mohou zvyšovat heterogenitu krajiny a mohou své přirozené (primární) “předchůdce” nahradit (Le Viol et al. 2009, Samways 1989, Tropek et al. 2010, Vermonden et al. 2009, Wildermuth & Krebs 1983). Někteří autoři tato nově vzniklá stanoviště dokonce označují termíny “diversity hot spots” pro mnoho skupin suchozemských i sladkovodních bezobratlých, včetně ohrožených druhů (Beneš et al. 2003, Dolný et al. 2007, Tropek et al. 2010).

V návaznosti na tato zjištěná fakta se nabízí četné otázky:

- Které faktory rychlé osidlování způsobují/ovlivňují/napomáhají mu?

- Jaké podmínky ve zvodnělých poklesových kotlinách vlastně panují, že jsou velmi rychle po svém vzniku osidlovány?
- Můžeme využít relativně rychlé osídlování sekundárně vzniklých antropogenních stanovišť bezobratlými organismy k jejich ochraně?
- Jsou měkkýši vhodnou skupinou pro studium hydrochemických parametrů/bioindikaci?
- Je zasolení vod v ZPK limitující pro vývin vodních malakocenóz?

Z těchto základních otázek vycházejí cíle této disertační práce.

Výskytem měkkýšů ve zvodnělých poklesových kotlinách a jejich vztahu k hydrochemii vod v ZPK se zabývá v současné době pouze málo autorů (například Strzelec & Serafiński 2004, Lewin & Smólini 2006, Pierzchala et al. 2011, Kašovská & Kupka 2011, Pierzchala et al. 2011), dokonce nalezneme připomínky k tomuto nedostatku v dostupné literatuře (např. Michalik – Kucharz 2008, Michalik – Kucharz et al. 2000, Kefford et al. 2011) více pozornosti vztahu vodních bezobratlých a zasolení povrchových vod je věnováno v Austrálii a Africe (vzhledem k výskytu brakických vod).

Výzkumná část práce byla v návaznosti na výše uvedeným zaměřena na stanovení vybraných hydrochemických ukazatelů vod poklesových kotlin, se zaměřením na faktory, související se zvýšeným obsahem rozpuštěných látek v těchto vodách. Dále bylo součástí práce zjišťování vlivu kvality vod poklesových kotlin na vodní malakocenózy vybraných lokalit. Při zadání práce se předpokládalo, že je možné tuto skupinu bezobratlých živočichů potencionálně využít k bioindikaci kvality vod poklesových kotlin, se zaměřením na zasolení těchto vod. K hodnocení stavu vod byla využita dostupná legislativa, v práci je také poukázáno na fakt, že salinita vod není v rámci české legislativy nijak zvlášť ošetřena.

Pro efektivní využití vodních druhů kmene *Mollusca* v rekultivační praxi (přesněji při postupech hydrických rekultivací), zejména jejich bioindikativních předností, je nutné získat informace o vztazích mezi jednotlivými druhy, vyskytujícími se ve zvodnělých

poklesových kotlinách hornické krajiny a hydrochemickými parametry těchto vod. Z výše uvedeného byly odvozeny a zkompletovány jednotlivé cíle této doktorské práce:

- Výzkum složení společenstva vodních druhů měkkýšů vybraných zvodnělých poklesových kotlin na Karvinsku, OKR
- Určení vzájemných závislostí mezi výskytem druhů a také počtem jedinců vodních měkkýšů a stupněm zasolení vod poklesových kotlin
- Zjištění optimálních podmínek pro vývoj druhově bohatých malakocenóz
- Určení druhů vodních měkkýšů s potenciální využitelností k bioindikaci

Získané výsledky byly využity ke zpracování přehledu jednotlivých druhů vodních měkkýšů s jejich nároky na kvalitu a složení vod poklesových kotlin. Ve spojitosti s těmito údaji by měl být při plánování hydrických rekultivací brán zřetel na kvalitu vod za účelem zvýšení pravděpodobnosti osídlení nádrží kmenem *Mollusca* a následně dalšími populacemi bezobratlých i obratlovců, zejména vodních ptáků.

2 Zvodnělé poklesové kotliny a problematika zasolení

2.1 Předmět studia – zvodnělé poklesové kotliny

Zvodnělé poklesové kotliny na území Karvinska, respektive celé oblasti Horního Slezska (tedy v české i polské části), se postupem času z pohledu obyvatel stávají akceptovanou součástí zdejší krajiny. Tyto uměle vzniklé biotopy, neodmyslitelně spojené s těžbou černého uhlí (ačkoliv mají svá specifika a vlastnosti) skýtají nové možnosti pro osídlení mnoha skupinami živočichů.

Zvodnělé poklesové kotliny jsou charakteristické zejména svou mělkostí, pravidelným tvarem, mírnou svažitostí břehů a rovným, plochým dnem (Jankowski & Molenda 2007). Deformace povrchu při vzniku ZPK může být různého rozsahu – menší rozloha deformace způsobuje pouze vznik jednotlivých prohlubní či kráterů, rozlehlejší kontinuální propady jsou pak charakteristické poklesem na větší ploše a mírnějším svahem břehů (Makohuzová 2001). Ve většině případů nepřesahuje hloubka vzniklého poklesu 6,5m (Raclavská et al. 2001). Voda je několikrát ročně přirozeně promíchávána (jedná se o tzv. polymiktické nádrže), intenzivní promíchávání vodního sloupce je příčinou přesunu dnových sedimentů, což má za následek sníženou průhlednost vody (Stalmachová et al. 2001). Obohacení kyslíkem je dalším výsledkem těchto pochodů, jež mají za následek poměrně rychlý aerobní rozklad suspendovaného organického materiálu. Tento rozklad pak samozřejmě zvyšuje přísun dostupných živin (Chełmicki 2002).

Zvodnělé poklesové kotliny antropogenního původu tedy v podstatě podléhají stejným procesům, jako nádrže přirozeného původu a tedy zde dochází rovněž ke spontánnímu vývoji vegetace, následované vývojem zoocenóz (Buszman et al. 1993, Stalmachová et al. 2001, Lewin & Smoliński 2006, Jankowski & Molenda 2007). Výskyt těchto nádrží byl pozorován jak v lesním, tak v zemědělském či průmyslovém prostředí (Sierka & Sierka 2006).

V posledních dvou desetiletích bylo věnováno tématu ZPK více pozornosti, a to zejména v Polsku (Buszman et al. 1993, Rostański 1996, Sierka & Sierka 2006), v České

republice (Stalmachová et al. 2001, Sierka et al. 2012, Raclavská & Škrobánková 2007, Konečná 2007, Pierzchala 2011, Pierzchala et al. 2011), Velké Británii (výskyt v její severovýchodní části) (Adams & Robin 1988), v Německu (v Porúří) a na Ukrajině (v Doněcké pánvi), kde nejčastěji k jejich vznikům dochází. Tito autoři se ve svých studiích shodují na tom, že ZPK se stávají velmi důležitou součástí hornické, postindustriální krajiny a poukazují také na možnost obnovy těchto biotopů přirozenou cestou (rozumějme cestou spontánní sukcese) nebo s mírnou pomocí člověka (řízená sukcese). Po vhodných úpravách těchto nově vzniklých vodních ploch je možné získat velmi významná stanoviště, můžeme říci i tzv. biocentra, s významem v národním, ale také nadnárodním měřítku. Při provedení správných opatření mohou také plnit funkci útočiště (například zimoviště či rozmnožiště) vzácných druhů fauny (obojživelníci, plazi, ptáci) i flóry a tím přispívat ke zvyšování místní diverzity. Optimálně udržované a rekultivované ZPK by měly vykazovat dobrou kvalitu vod, udržovanou samočisticí schopnost a přispívat ke zlepšování místního mikroklimatu (Buszman et al. 1993).

Kromě výše uvedeného významu v krajině mohou plnit ZPK také významnou socio – ekonomickou a rekreační funkci. Výrazně zvyšují retenční schopnost území a slouží tak jako nástroj k prevenci vzniku povodní. Mnohé reservoáry jsou rovněž již nyní využívány jako rybolovné plochy (například na Karvinsku Darkovské moře, Loucké rybníky aj.).

2. 2 Problematika zasolení a hydrochemie ZPK

Zvyšující se salinita povrchových sladkých vod je problémem nejen u nás, ale také v mnoha zemích světa (Owens 2001), zejména v Austrálii (Kefford et al. 2003, Nielsen et al. 2003). Jedná se o abiotický faktor, který výrazně ovlivňuje životní podmínky všech vodních organismů (Schönborn 2003) a v prostředí sladkovodních jezer se zpravidla určuje jako celkový obsah rozpuštěných látek (Marglef 1963). Termín “salinita” je tady obvykle používán pro vyjádření celkové koncentrace rozpuštěných organických látek ve vodách, zejména Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} a HCO_3^- , přičemž existují 2 hlavní způsoby, jak tuto fyzikální veličinu stanovit a vyjádřit. Salinita jako obsah rozpuštěných látek je obvykle vyjadřována v jednotkách mg/l, mg/dm^3 , avšak v pracích mimoevropských autorů

(Kefford et al. 2003, 2005a, 2005b, 2007, Zalizniak et al. 2006) nalezneme salinitu vyjádřenu jako měrnou elektrickou vodivost vodního prostředí, tedy konduktivitu, nejčastěji v jednotkách mS/cm či $\mu\text{S/cm}$. V této práci bylo použito vyjádření salinity jako obsahu RL v jednotkách mg/l.

Mimo primární salinity (rozpuštěné látky ve vodě obsažené se do ní dostaly přirozenými procesy v rámci koloběhu látek) rozlišujeme dále salinitu sekundární, přičemž zde platí, že původcem zdroje (nadměrného) přísunu rozpuštěných látek je člověk. V prostředí zvodněných poklesových kotlin byly v rámci disertačních prací (Konečná 2007, Pertile 2007, Pierzchala 2011) a grantů na VŠB – TU Ostrava (Stalmachová et al. 2001, Pierzchala et al. 2011) naměřeny zvýšené koncentrace rozpuštěných látek na několika lokalitách, z čehož vyplývá, že zvýšená salinita (přesněji sekundární salinita) by mohla být vážným problémem také v oblasti zvodněných poklesových kotlin. Tyto výsledky navíc potvrzují výstupy obdobných studií z polské části Horního Slezska, kde bylo rovněž zjištěno hydrochemickými analýzami, že voda ve většině těchto aquatických ekosystémů vykazuje zvýšené koncentrace chloridů, fosfátů, síranů, dusitanů a tedy konduktivity (například Czaja 1999, Jankowski & Rzetala 2000, Michalik – Kucharz 2008, Sierka et al, 2012).

Na rozdíl od složení vod v ZPK, sladké povrchové vody jsou typické svým hydrogenuhličitanovým složením (standardní iontové složení, podle Rohde (1949). V závislosti na geologickém podloží, vyskytujícím se v zájmovém území, rozlišujeme:

- křemičité vody chudé na elektrolyty
- uhličitanové vody bohaté na elektrolyty (Braukmann 1987, Schönborn 2003).

Takovému běžnému typu sladkých vod odpovídají podle hodnot naměřených v rámci této disertační lokality U lesa nad Bartošůvkou, Solecká a Bartošůvka, což potvrzují výsledky naměřené Raclavskou & Škrobánkovou (2007). Na Karvinsku tedy existují reservoáry jak s typicky sladkými vodami, tak s vodami zasolenými.

U vod poklesových kotlin se vzhledem k salinnímu charakteru důlních vod předpokládá, že budou mít rovněž (obdobně jako v polské části Horního Slezska) vyšší obsahy rozpuštěných látek, zejména síranů a chloridů. Tyto predikce se (jak již bylo

zmíněno výše) potvrdily v rámci studií na VŠB (Konečná 2007, Pertile 2007, Pierzchala et al. 2011). Raclavská & Škrobánková (2007) rozlišily ve své práci vody poklesových kotlin na Karvinsku dle obsahu převažujících aniontů do čtyř skupin (vzhledem k tomu, že jsou vodní měkkýši citliví také na iontové složení (Strzelec 1993):

- vody sulfát - hydrogenuhličitanového typu
- vody se stejným poměrem hydrogenuhličitanů a síranů
- vody hydrogenuhličitan - sulfátového typu
- vody s vysokým obsahem chloridů

Dále lze dle Raclavské & Škrobánkové (2007) charakter vod poklesových kotlin rozlišit dle poměru kationtů:

- sodný typ
- vápenato – hořečnatý typ
- vápenato – sodný typ

Na tyto skupiny (typy) nebyly zkoumané plochy rozděleny, jelikož z analýz chybí údaje o obsahu sodíku ve vodách v ZPK.

Předpokládá se, že salinita také ovlivňuje procesy ve vodním systému - koloběh uhlíku a živin (Raclavská & Škrobánková 2007) a také některé fyzikální a chemické podmínky prostředí (Nielsen et al. 2003), jako jsou světelné podmínky, podmínky mísení, agregaci a flokulaci suspendovaných částic, rozpustnost živin (rozpustnost fosforečnanů vzrůstá s rostoucí salinitou).

Další problematickou oblastí na poli hodnocení zasolení vod jsou (jak již bylo krátce zmíněno výše) odlišné metodiky jejího vyjádření a hodnocení nejen v rámci jednotlivých zemí Evropské unie, ale také v Austrálii a Africe (mimo Evropu se například vyjadřuje salinita výhradně jako vodivost, jednotky $\mu\text{S}/\text{cm}$). Z důvodu zaměření práce na oblast zvodnělých poklesových kotlin je disertační práce zaměřena také na porovnání odlišných metodik hodnocení v Polsku a v České republice. Zatímco v ČR je zvykem vyjadřovat

salinitu vod jako obsah všech rozpuštěných látek v mg/l (případně v mg/dm³), v Polsku se využívá při hodnocení zasolení ve vztahu k bezobratlým přepočet za pomoci koeficientu dle metodiky Dojlido (1995). Tato metodika nemohla být v práci využita vzhledem k provedeným hydrochemickým rozborům. U studií provedených v zahraničí byl při využití jejich výsledků k porovnání v rámci kapitoly Diskuze v práci proveden přepočet hodnot z $\mu\text{S/cm}$ na mg/l dle metodiky Pawlowitz (2008).

2.3 Makrobezobratlí a tolerance k zasolení povrchových vod

Z doposud provedených studií, zaměřených na vliv zvýšené salinity na sladkovodní organismy (například Williams 1998 and 1999, Berezina 2003, Clark et al. 2004, Kefford et al. 2005b, Marshall and Bailey 2004) vyplývá, že se jedná o aktuální celosvětový problém v oblasti ochrany životního prostředí a zejména v oblasti ochrany biodiverzity sladkovodních organismů. Jeden z hlavních důvodů nebezpečí zvýšeného obsahu solí v povrchových vodách spočívá zejména v jejím vlivu na osmózu a přímo na rozmnožování organismů (Mitch & Gosselink 2007).

Některé z doposavadních výsledků uvádí hodnoty zasolení, které přímo ovlivňují život organismů v povrchových vodách, někteří autoři ve svých pracích zmiňují také fakt, že daleko důležitější než střední hodnoty zasolení povrchových vod jsou pro vodní organismy důležité mezní hodnoty, tedy minimum a maximum (kupříkladu Den Hartog 1974). Například Nielsen et al. (2003) uvádí na základě terénních výzkumů, že salinita převyšující hodnoty 1000 mg/l ovlivňuje akvatickou biotu, jiní autoři zase uvádí, že pro sladkovodní ekosystémy jako limitní hodnoty 3000 mg/dm³ RL (Williams 1964, Hammer et al. 1990), existují však autoři, jež hranici na základě svých studií stanovují na hodnotě 5000 mg/dm³ RL s tím, že nad tuto hodnotu je život bioty vyloučen (například Burgis - Moris 1987). Nejen na základě výše uvedených hodnot je považována hodnota 1000 mg/dm³ RL za limitní pro zdravé sladkovodní ekosystémy (Muschal 2006), rovněž v této disertační práci byla tato hodnota použita jako horní hranice pro střední třídu zasolení.

V práci Kefford et al. (2005a) bylo dále zjištěno, že ačkoliv se tolerance sladkovodních organismů vůči salinitě v doposud provedených studiích příliš neliší, je nutné tato tvrzení ověřit a porovnat v celosvětovém měřítku. Zohlednit je přitom nutné především různé způsoby měření (a tudíž různé jednotky) a chápání tohoto pojmu v různých částech světa.

Tolerance bezobratlých organismů k salinitě sladkých povrchových vod je obvykle zjišťována dvěma způsoby – prvním z nich jsou data zjištěna při sběru organismů v terénu, druhým pak experimenty ex situ v laboratorních podmínkách (Horrigan et al. 2007, Kefford et al. 2003). V prvním případě je maximální hodnota zasolení vod dána hodnotami, ve kterých byl organismus pozorován (maximální výskyt v terénu, podrobněji popsáno v publikaci Rutherford & Kefford 2005), v případě laboratorních testů jsou hodnoty dány jako hodnoty L_{cx} , jež představují koncentraci sloučeniny, která indikuje specifický projev vitálních funkcí pro x% testovaných organismů (většinou se jedná o 5, 10, 25 a 50%) za standardní inkubační dobu (obvykle 72 nebo 96 hodin). V rámci disertační práce byly řešeny a porovnány oba přístupy.

Údaje naměřené Keffordem et al. 2003, 2005b, 2007 a Dunlopem and McGregorem 2007, (výsledky z Austrálie) prozatím prokázaly, že tolerance bezobratlých živočichů vůči salinitě v laboratorních podmínkách měření odpovídá jejich toleranci v terénních podmínkách, ale je nejvýše vhodné ověřit tyto závěry s výsledky paralelních studií v dalších částech světa, obzvláště z Evropy, kde takováto měření doposud nebyla realizována. Nezbytnost brát zřetel na iontové složení celkového obsahu rozpuštěných látek při studiích zaměřených na salinitu povrchových vod upozorňuje mnoho autorů (Albrecht 1954, Schmitz 1959, Kefford et al. 2005a, 2005b, 2007, Ziemann and Schulz 2011). Například Frey (1993) dokonce uvádí, že vodní organismy jsou spíše citlivé na iontové složení vod a pH, než pouze na samotný obsah rozpuštěných látek. O vlivu zasolení vod na kmen *Mollusca* existují doposud v dostupné literatuře pouze sporadické informace, jež se zaměřují zejména na výzkum ekotoxicity (přesněji akutního letálního účinku NaCl a jiných solí na druh *Physella acuta*, výzkum v Austrálii a Africe). Korelace mezi výskytem vodních druhů měkkýšů a salinitou jejich vodního prostředí v terénních

podmínkách prozatím nebyly zkoumány, tato disertační práce by měla přinést základní informace o tomto tématu.

Obecně můžeme říci, že navzdory všem dosavadním studiím a novým zjištěním v oblasti vlivu zasolení na sladkovodní bezobratlé organismy, shrnutých v práci Ziemann and Schulz (2011), je nutné dále hledat a nalézt jednotné biologicky zaměřené hodnocení míry zasolení vod a také zvážit vliv jednotlivých iontů, jako jsou například K^+ nebo Mg^{2+} , což je jedním z dílčích cílů této disertační práce.

2. 4 Související legislativa

Směrnice rady 2000/60/ES

Problematika zasolení povrchových vod není v rámci České republiky a jejího vodního práva nijak zvláště ošetřena. Salinita je nicméně zmiňována ve Směrnici rady 2000/60/ES (dále pouze Směrnice) jako jeden z fyzikálně – chemických parametrů pro hodnocení ekologického stavu povrchových vod. Směrnice rady 2000/60/ES byla vydána za účelem ochrany a zlepšení stavu a obnovy útvarů povrchových vod, dosažení dobrého ekologického stavu vod do roku 2015. Jako ekologický stav rozumíme vyjádření kvality struktury a funkce vodních ekosystémů spojených s povrchovými vodami klasifikovanými v souladu s přílohou V této směrnice. Dobrým ekologickým stavem se rozumí takový stav útvaru povrchových vod, kdy je jeho stav jak ekologický tak chemický přinejmenším „dobrý“ (Směrnice rady 2000/60/ES).

Pro umělé a silně ovlivněné útvary povrchových vod, za jaké lze zvodnělé poklesové kotliny jednoznačně považovat, se rozdělení provádí podle popisných charakteristik té kategorie povrchových vod, která je nejbližší příslušnému silně ovlivněnému nebo umělému vodnímu útvaru. Pokud bychom chtěli zařadit vody poklesových kotlin podle této směrnice ke slaným pobřežním vodám, musela by být salinita vyšší než 0,5 ‰ (Raclavská & Škrobánková 2007). Toto kritérium však splňuje pouze lokalita č. 3 U obalovny (oligosalinní vody, salinita v intervalu 0,5 - 5‰), ostatní vody jsou s ohledem na tuto hranici Směrnice, uvedenou v Příloze II, sladké. Pro účely této

práce byly zvodnělé poklesové kotliny zařazeny k typu jezero, k malým nádržím (do 100km²) nacházejícím se v nadmořské výšce 200 – 800 m n.m.

Norma ČSN 57221

K problematice salinity povrchových vod se váže česká technická norma, kategorie Vodní hospodářství, řešící jakost těchto vod. Norma ČSN 57221 pro tento parametr určuje 5 tříd jakosti vod:

- I. třída <300 mg/dm³,
- II. třída <500 mg/dm³,
- III. třída <800 mg/dm³,
- IV. a V. třída <1200 mg/dm³

V této disertační práci nebyly využity přesně tyto hodnoty s ohledem na výsledky výzkumů z oblasti akvatické bioty a zasolení, které uvádějí jako mezní odlišné hodnoty. Rozdělení do třech tříd je popsáno a zdůvodněno dále v kapitole Metodika.

Směrnice rady 79/923 o požadované jakosti vod pro měkkýše

Kromě výše uvedené Směrnice rady 2000/60/ES byla dále v roce 1979 vydána směrnice týkající se přímo požadované kvality vod pro měkkýše (Směrnice rady 79/923/EHS). Tato směrnice se týká jakosti vod pro měkkýše, vztahuje se však na členskými státy vymezené pobřežní a brakické vody, které vyžadují ochranu nebo zlepšení jakosti za účelem podpory života a růstu měkkýšů (mlžů a plžů), čímž se přispěje k vysoké kvalitě výrobků z jedlých měkkýšů k přímé lidské spotřebě. V příloze směrnice figuruje pojem slanost – tolerance pro hodnoty slanosti v ‰ jsou v kategorii G (směrný limit) v rozmezí 12 – 38, v kategorii I (závazný limit) pak limit stanovuje hodnotu na ≤ 40 ‰, přičemž vypouštění ovlivňující vody pro měkkýše nesmí způsobit zvýšení jejich slanosti o více než 10% oproti slanosti neovlivněných vod. Hodnoty jsou stanoveny konduktometricky, hodnoty jsou zjišťovány na území, které vyčlení v rámci směrnice

jednotlivé členské státy EU. Vzhledem k obsahu a povaze směrnice nebudou výše uvedené hodnoty nijak v této práci komentovány.

V legislativě České republiky je pojem salinita dále řešen v rámci těchto předpisů:

- **Zákon č.254/2001 Sb.** o vodách, který implementuje na podmínky ČR rámcovou směrnici vodohospodářské politiky EU 2000/60/ES).
- **Nařízení vlády 23/2011 Sb.**, kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb. Dle přílohy 3 tohoto nařízení jsou stanoveny imisní limity pro povrchové vody jako imisní standardy, ukazatele a hodnoty přípustného znečištění povrchových vod. V Tabulce 1 přílohy nalezneme hodnoty pro ukazatele:

- Rozpuštěné látky RL_{105} 1000 mg/l
- Chloridy 250 mg/l
- Sírany 300 mg/l
- Vápník 250 mg/l, hořčík 150 mg/l

V rámci práce budou tyto hodnoty porovnány s naměřenými hodnotami hydrochemických parametrů v ZPK.

- **Vyhláška č. 98/2011 Sb.**, o způsobu hodnocení stavu útvarů povrchových vod, způsobu hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých útvarů povrchových vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu povrchových vod. V příloze 3 nalezneme kvalitativní ukazatele pro klasifikaci ekologického stavu útvarů povrchových vod a ekologického potenciálu silně ovlivněných nebo umělých útvarů povrchových vod. Dle této vyhlášky hodnotíme ZPK jako silně ovlivněné a umělé útvary povrchových vod a používáme využitelné kvalitativní ukazatele uvedené v odstavci 2 (pro jezera) a obecně závazné hodnoty, jsou-li stanoveny.

3 Bioindikační význam vodních druhů kmene *Mollusca*

Hlavním tématem této DP je zjišťování bioindikativních schopností vodních druhů měkkýšů v ZPK, tato kapitola je věnována právě tomuto tématu.

Při hodnocení zachovalosti biotopů patří k často používaným metodám užití bioindikátorů, popřípadě indikační klasifikace za pomoci vhodných skupin. Rozvoj indikátorů a s nimi spojeného monitoringu je hnán potřebou sledovat vlastnosti prostředí s vazbou na hledání příčin potenciálních změn (Chobot et al. 2005). Při změnách životních podmínek dochází k citlivé reakci posunem v druhové skladbě společenstva, a to úbytkem stenovalentních druhů a jejich částečnou náhradou za druhy euryvalentní. Indikace narušení biotopu tak může být uskutečněna na základě přítomnosti či absence bioindikačně významných druhů (Velecká 2002).

Vodní měkkýši jsou považováni za nápadnou složku makrozoobentosu, díky čemuž nalézají uplatnění v ekologických studiích zabývajících se hodnocením kvality vodního prostředí. Bioindikační význam měkkýšů je nepopíratelný a je velmi dobře znám a využíván u nás i ve světě. Podle výskytu měkkýšů můžeme téměř se stoprocentní jistotou předpovídat, jaké podloží či vegetace se budou v dané lokalitě nacházet a naopak při malakozoologickém výzkumu můžeme dle vhodných faktorů prostředí usuzovat s velkou přesností na jejich výskyt a početnost ve sledované lokalitě. Toto platí jak u měkkýšů suchozemských, tak u druhů vodních, jelikož měkkýši odrážejí citlivé změny stanovištních podmínek vyplývající ze strukturálních a funkčních změn ekosystémů (Ložek 2005).

Jelikož všichni naši vodní měkkýši mají pevnou schránku, jež setrvává ve vodním prostředí určitý čas po uhynutí jedince, je možné usuzovat na vývoj malakocenóz i jednotlivých populací v nedávné minulosti. Samotná ulita či lastura je zdrojem informací bioindikačního významu. Tenká skořápka se slabě vyvinutou armaturou může upozornit kupříkladu na nedostatek vápníku v prostředí, perforace a zlomy bývají projevem acidifikace. Měkkýši ukládají do stěn svých schránek cizorodé látky z prostředí, a proto je lze užít k nejen k indikaci organického znečištění, ale také k přímému stanovení obsahu

konkrétních znečišťujících látek v prostředí provedením chemické analýzy schránek a těl (Velecká 2002).

Příčinou dobrých bioindikačních vlastností měkkýšů je zejména jejich nízká vagilita, vcelku dlouhý životní cyklus a jejich schopnost akumulovat látky z prostředí. Jednotlivé druhy vodních měkkýšů se liší různou měrou v ekologických nárocích na stanoviště, a tudíž je podstatná znalost biotopických a stanovištních nároků jednotlivých druhů, popřípadě znalost obvyklých hodnot hustoty jejich populací, neboť má významnou bioindikační hodnotu. Ekologická klasifikace jednotlivých druhů nachází uplatnění hlavně při aplikaci klasických bioindikačních metod, jakými je stanovení saprobní charakteristiky dané lokality či hodnocení struktury společenstev vodních bezobratlých živočichů. Charakteristiky související s životním cyklem, reprodukcí a chováním měkkýšů mohou být rovněž užity pro bioindikace. K velmi citlivým indikátorům životních podmínek na dané lokalitě patří také průběh rozmnožování (Velecká 2002). Avšak i přes prokázané bioindikační schopnosti této skupiny bezobratlých zůstává jejich využití v tomto směru spíše nedocenené a ve vědecké části světa prozatím existují v současné době spíše rozdílné metodiky a pohledy na tuto problematiku.

Objektivní využití měkkýšů jako indikátorů je založeno zejména na přesné znalosti jejich vztahu k podmínkám na stanovišti, které ovlivňují jednotlivé biotické a abiotické faktory. Měkkýši obecně vykazují silnou závislost na substrátě, vegetaci, nadmořské výšce a opadance (rozkládajících se zbytcích vegetace) (Barker a Mayhill 1999), vodní druhy pak zejména na pH, obsahu vápníku ve formě Ca^{2+} a v posledních letech bylo rozvěž potvrzeno, že také obsah rozpuštěných látek (nebo také vyjádřeno jako konduktivita) může mít na výskyt měkkýšů značný vliv (Kefford et al. 2003, 2005b, Zalizniak et al. 2006, Zierman & Schulz 2011, Kefford et al. 2011 apod.).

Velmi dobré indikační schopnosti měkkýšů byly zjištěny zejména ve vztahu k vápníku, a to díky nezbytnosti tohoto makrobiogenního prvku jako základního stavebního prvku k tvorbě jejich měkkého těla a schránky (Dallinger et al. 2001), velkou důležitost má dotatečný přísun vápníku v období rozmnožování, které může být při jeho nedostatku zpomaleno nebo i zastaveno (Wärebörn 1970). Velmi důležitý (vzhledem k měkkýšům) je vápník ve formě CO_3^{2-} , do vod se dostává zvětráváním minerálů (zejména ze skupiny

karbonátů). Mnoho autorů zmiňuje vztah mezi výskytem vodních plžů a koncentrací vápníku ve vodách (McKillop & Harrison 1972; Dussart 1976; Mackie and Filipance 1983). Dussart (1976) například ve své studii uvádí, že hustota vodních měkkýšů na ploše 1 m² dosahuje nejvyšších hodnot ve tvrdých vodách (tvrdé vody podle něj ohraničuje hodnota nad 40.0 mg/dm³ obsahu kationu Ca, středně tvrdé pak hodnoty 10. 0 – 40. 0 mg/dm³ a jako měkké vody označuje ty s obsahem Ca pod 10.0 mg/dm³. Obsah vápníku ve vodách byl v práci také zjišťován a jeho vliv na vodní druhy měkkýšů vyhodnocen. Jak je obecně známo, půdní reakce a obsah vápníku v půdě jsou ve vzájemném vztahu. Obecně měkkýši upřednostňují lokality s vyšším pH (Martin & Sommer 2004), což bylo také potvrzeno studií Lewiń & Smólini (2006) – podle ní hustota vodních plžů statisticky koreluje pouze se zásaditým prostředím.

Dalším velmi důležitým faktorem, ovlivňujícím výskyt měkkýšů je vlhkost, avšak doposud neexistuje mnoho studií, jež by svou pozornost zaměřovaly na toto téma (Wärenborn 1969, Martin & Sommer 2004). Mnoho autorů označuje měkkýše také jako dobré bioindikátory těžkých kovů (Dregoskaya 1993), radioaktivního znečištění a eutrofizace vod (Frantsevich et al. 1995).

Vegetační poměry ovlivňují malakofaunu velmi silně nejen tím, že vytvářejí určité fyzikální prostředí (zastínění, krytí opadankou a bylinnými formacemi, rozpad dřeva v lesích atd.), ale i svým chemismem, například opadankou obsahující vápník v citrátové vazbě, která umožňuje život plžům i na takových podkladech, jako jsou buližníky nebo křemence (Ložek 2005). Vztahy měkkýšů k dalším složkám fauny jsou velmi komplikované a prozatím značně neprobádány, ale je možné v tuto chvíli tvrdit, že bohatě oživené prostředí je v průměru daleko více měkkýši upřednostňováno oproti málo oživeným (Ložek 2005).

Vodním druhům měkkýšů, a také dalším větším druhům bezobratlých, jako bioindikátorům zvýšené salinity je v oblasti světové vědy a výzkumu v posledních několika letech věnována velká pozornost (například Kefford et al. 2003, Kefford et al. 2005a, 2005b, Zalizniak et al. 2006, Zalizniak et al. 2009 etc.), důležitost je také přikládána odlišným metodikám nebo zpracováním výsledků měření (více informací lze

nalézt například v publikaci Ziemann & Schulz 2011). Větší pozornost byla tématu věnována v kapitole 2 této disertační práce.

4 Charakteristika oblasti

4.1 Přírodní podmínky území

Geografie a geologie

Studované území se nachází v severovýchodní části České republiky a je součástí okresu Karviná, jehož rozloha činí 347 km².

Z geologického hlediska spadá do provincie Západní Karpaty, soustavy Vněkarpatských sníženin, převážná část náleží ke geomorfologickému celku Ostravská pánev. Ostravská pánev je členěna na fryštátskou a orlovskou tabuli. Fryštátská tabule představuje území severně od nivy Olše, tabule orlovská pak území mezi nivou Olše, Odry a Ostravice. Jižní okraj sledovaného území náleží do těšínské pahorkatiny, jež je od Beskyd oddělena třineckou brázdou (Matýsek 1996). Nadmořská výška se v oblasti Ostravské pánve pohybuje převážně mezi 200 – 300m n. m. V nivách řek (zejména Odry a Olše) převládají rovinné úseky lemované strmými terasami s četnými prameništi. Pro Ostravskou pánev jsou typická podmáčená stanoviště na hlínách a silné narušení krajiny antropogenní vlivy (husté osídlení, těžký průmysl, hlubinná těžba černého uhlí). V okolí dolů mění přirozený ráz krajiny četné haldy a poklesy, které jsou zatopeny vodou. Odlišný charakter má pouze jižní část okresu, která je již součástí geomorfologického celku Podbeskydská pahorkatina. Jde o vlhký typ pahorkatiny na měkkých sedimentech, z níž vystupují kopce z pískovcového flyše.

Území celého okresu je tvořeno převážně kvartérními horninami, v aluviích velkých řek také neogenními sedimenty jako jsou fluvioglaciální štěrky a písky, smíšený materiálem morén. Ty jsou většinou kryty pláštěm nevápnitých, často pseudoglejových sprašových hlín. Místy vystupují i vápnité jílovce, slíny a písky marinního neogénu. Do jižní část okresu zasahuje podloží tvořeno horninami vápnitého flyše spodní křídly. Zejména v centrální části převládají na povrchu antropogenní sedimenty, jako jsou odvaly či sedimentační nádrže. Hlubší geologické struktury jsou tvořeny horninami uhlonosného karbonu (podle Koutecká et al. 1998).

Pedologie

Velkou část půdního pokryvu okresu Karviná zaujímají semihydromorfní půdy se znaky oglejení (komplexy illimerizovaných půd oglejených s vlastními pseudoglejovými půdami). Tyto druhy půd obsahují poměrně malé množství kvalitního humusu, jde o půdy slabě kyselé, sorpční komplex mají málo nasycen. Druhým nejrozšířenějším typem půd jsou nivní půdy typické a glejové. Obsahují kolísavé množství humusu (2 – 5 %), reagují slabě kyselé až neutrálně (Matýsek 1996). Dále se zde vyskytují komplexy půdy hnědé, jejich značná část je zalesněna. Na svazích převažují erozní formy těchto půd s vyšším obsahem skeletu. V oblasti více zamokřených úseků údolních niv a terénních depresí se vytvořily půdy glejové. Nepříznivý vodní režim podmíněný trvale vysokou hladinou spodní vody ovlivňuje nepříznivě jejich vlastnosti. Substrát zde tvoří středně těžké nebo těžké nivní půdy nebo rybníční usazeniny. Ze zemědělského pohledu jsou půdy v okrese Karviná nevhodné pro zemědělskou činnost.

Hydrogeologické a hydrochemické poměry

Zájmové území spadá do hydrologického rajónu č. 156, „Glacigenní sedimenty Podbeskydské pahorkatiny a Ostravské pánve“. V oblastech, kde byla zahájena hlubinná těžba se nyní nachází nepravidelně rozvinutý hydraulický systém, zatímco v oblastech vzdálenějších od míst dobývání se zachovaly původní hydraulické poměry.

Území okresu Karviná náleží z hydrologického hlediska k povodí řeky Odry, která odvádí veškeré své vody přes Polsko a Německo do Baltského moře. Řeka Odra je největším tokem Moravskoslezského kraje, jejím významným přítokem v kraji je řeka Olše. K soutoku Olše a Odry dochází u obce Kopytov, v severozápadním výběžku kraje. Zde Odra republiku opouští a teče dále do Polska. Druhým nejvýznamnějším tokem je Olše, která lemuje velkou část hranic s Polskem (přibližně 2/3). Olše je po celém toku regulovaná a celý tok je ohrazován, je zde vybudována také soustava jezů. Mezi další významné toky řadíme řeku Lučinu, Stonavou a říčku Petrůvku. Lučina protíná pouze několikakilometrovým úsekem jihozápadní okraj Havířova, Stonávka napájí Těrlickou

přehradu, do Olše se vlévá jihozápadně od města Karviné. Říčka Petrůvka lemuje státní hranici České republiky s Polskem mezi obcemi Petroviče a Dětmarovice. Karvinský okres je dále protkán sítí menších vodotečí, které jsou jak přírodního původu, tak uměle vytvořeny (stružky, mlýnky). Stružky a mlýnky slouží zejména k napájení rybníků. Kromě řek a říček se na území okresu Karviná vyskytují také četné vodní plochy různého rozměru. Většina z nich vznikla zatopením poklesových kotlin, nově vzniklé vodní biotopy pak napomáhají k přirozené obnově rovnováhy v narušeném prostředí. Periodické tůně a mokřady pak svou charakteristickou skladbou vegetace slouží jako útočiště mnohdy velmi vzácným, ba i chráněným druhům živočichů. V okresu Karviná nelze opomenout hlubinné minerální vody, které vyvěrají téměř ve všech dolech. Mezi nejvýznamnější patří jodobromové solanky. Jejich léčebné účinky jsou využívány v lázeňství (nejvýznamnější zřídlo se nachází v Karviné – Darkově), (Koutecká et al. 1998).

Pokud se zaměříme na hydrochemii důlních vod přímo v ZPK, byly zjištěny oproti povrchovým vodám jisté odlišnosti. V rámci studie Raclavské & Grmela. (2007) byly naměřeny významně zvýšené obsahy rozpuštěných látek, síranů, chloridů, síranů, přičemž obsah Ca a Mg byl vyrovnaný. Tyto závěry byly uveřejněny na základě rozborů z Vodních jam Jeremenko a Žofie. Další sledované ukazatele byly zjištěny pod mezí detekce (As, Cr, Cu, Ni, V).

Klimatologie a hydrometeorologie oblasti

Dle Atlasu klimatických podmínek (Quitte 1971) se oblast Ostravské pánve nachází přímo na hranici mezi klimatem přímořským a kontinentálním. Oblast Karvinského revíru je charakteristická klimatem mírně teplým až mírně vlhkým (MT10). Zjištěná fakta byla potvrzena porovnáním s aktuálním Atlassem podnebí Česka (Tolasz et al. 2007). Klima Karvinska ovlivňují zejména vzdušná proudění při styku vzdušných polárních a subtropických mas. Beskydy brání pronikání do oblasti teplým jižním větrům,

Rovinná část je naopak ovlivněna severním prouděním. Návětrná strana se projevuje i ve srážkové činnosti, celkový ráz podnebí je vlhčí a drsnější. Jarní období ovlivňuje z větší části oceánské proudění, léto je charakteristické severním oceánským prouděním s vydatnými červencovými srážkami. Na podzim se naopak častěji projevuje vliv podnebí kontinentálního. Nejteplejším měsícem v roce bývá obvykle červenec,

nejstudenější pak leden. Největší množství srážek spadne během letních měsíců, počet dní se sněhovou pokrývkou kolísá v rozmezí 40 – 70 dní za rok. Průměrná roční teplota se na Karvinsku pohybuje okolo 7,8°C. Převládají zde větry západních směrů, které přináší vlhké a chladné počasí s mlhami. Méně časté jsou pak větry severní a východní. V létě jen výjimečně ovlivňují ráz počasí větry jihozápadní, způsobují bouřky s krupobitím a v zimním období přináší oteplení s oblevami (Tolasz et al. 2007).

Vegetace

Přírozeně se na území bývalého okresu Karviná vyvinuly listnaté, popřípadě smíšené lesy, krajina měla mozaikovitý charakter. Po dlouholetém zatížení imisemi byly tyto dřeviny odtěžovány a postupně obnovovány především listnatými lesy. Velké zastoupení má ve stromovém patru dub letní (*Quercus robur*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), na sušších stanovištích pak buk lesní (*Fagus sylvatica*). Důležitou součástí stromového patru jsou také druhy habr obecný (*Carpinus betulus*) a krušina olšová (*Frangula alnus*).

Přímo na studovaných lokalitách se vyskytují ze stromového patru bříza bělokorá (*Betula pendula*), jež se do prostoru poklesů rozšířila přírozenou cestou z okolních ploch, dále pak topol osika (*Populus tremula*), topol černý (*Populus nigra*), třešň ptačí (*Cerasus avium*). Z keřů jsou hojně zastoupeny zejména jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*), kalina obecná (*Viburnum opulus*), javor babyka (*Acer campestre* juv.), javor klen (*Acer pseudoplatanus* juv.). V bylinném patru jsou zastoupeny na výživu nenáročné druhy typické pro mokřady – na březích se nachází emerzní typy rostlin, například chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), orobinec úzkolistý (*Typha angustifolia*), častěji orobinec (*Typha latifolia*). Z vodních druhů se na zkoumaných lokalitách vyskytují například druhy *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum verticillatum*, *Riccia fluitans*, *Batrachium aquatile*, *Potamogeton fluitans*. Bližší popis vegetace jednotlivých lokalit se nachází dále v kapitole 3.2 Charakteristika jednotlivých lokalit.

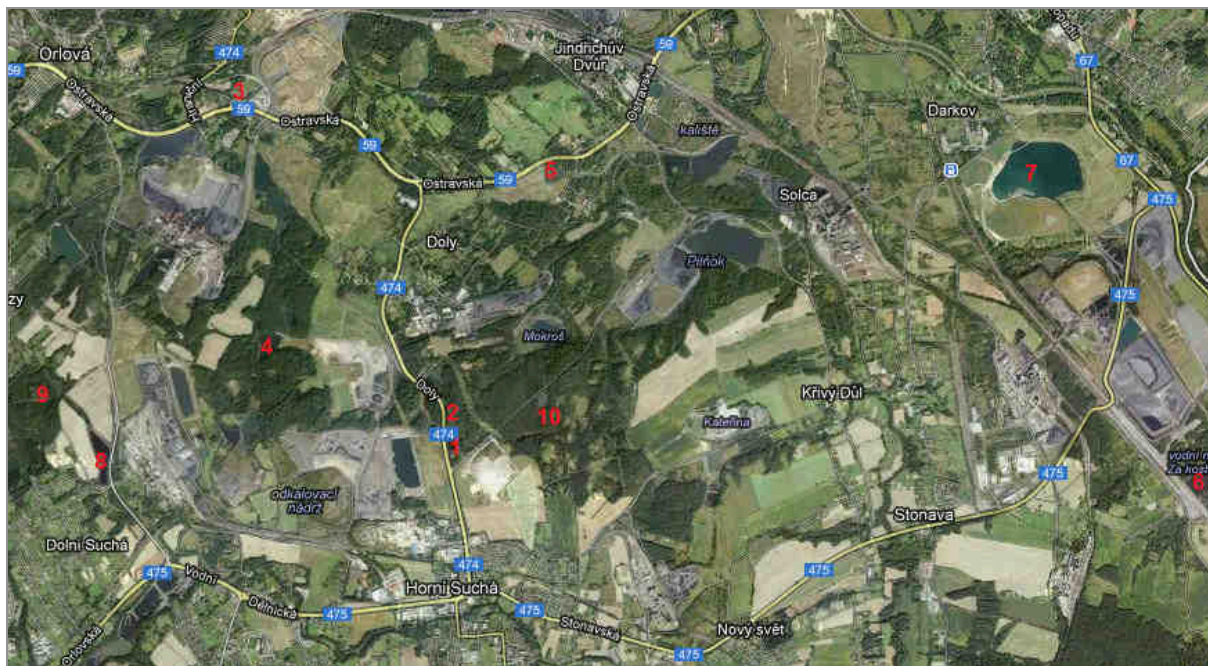
Zoogeografická charakteristika

Z hlediska zoogeografického členění náleží Karvinsko k oblasti palearktické, podoblasti eurosibiřské, provincii Listnaté lesy, podprovincie a úseku Karpatské pohoří (Buchar 1983). Druhová skladba současné fauny je výsledkem dlouhodobého vývoje a četných migrací, přičemž značné změny v jejím složení způsobil člověk. Životní prostor lesních živočichů zmenšoval mýcením lesů, usnadňoval tak šíření stepních druhů. Velký rozsah průmyslových podniků a zemědělské výroby měly za následek poškození celých ekosystémů (Stalmachová 1999).

Vzhledem k zoologickému zaměření práce je potřeba zdůraznit význam regionu jako druhotného refugia významných kmenů živočichů, jako jsou některé druhy bezobratlých.

4.2 Charakteristika jednotlivých lokalit

Pro výzkum stupně zasolení vod poklesových kotlin bylo vybráno na základě dřívějších výzkumných prací provedených na VŠB – TU Ostrava (Hornicko – geologická fakulta) 10 lokalit, nacházejících se na Karvinsku (lokalizace jednotlivých ZPK viz Obrázek 1). Bližší popis lokalit je uveden v tabulce 1, podle velikosti a hloubky jsou rozlišeny poklesová jezera (plocha nad 100 m² a hloubka nad 2 m) a poklesové tůně, podle Stalmachové et al. (2001). Hlavním kritériem pro výběr lokalit byla zjištěná hodnota zasolení na základě provedených hydrochemických analýz v minulosti, jednotlivé lokality byly rozděleny do tří tříd zasolení (do 500 mg/l, 500 – 1000 mg/l a nad 1000 mg/l). Podrobnější popis jednotlivých lokalit je uveden níže.



Obrázek 1 Lokalizace výzkumných míst (1 - U cesty, 2 - Barbora, 3 - U Obalovny, 4 - František skládka, 5 - U kostela, 6 - Louky, 7 - Darkov, 8 - Bartošůvka, 9 - U lesa nad Bartošůvkou, 10 - Solecká), zdroj: www.karvina.org, M 1: 25 000

Lokalita č. 1 U cesty



Obrázek 2 Lokalita U cesty, foto: Kašovská, 2010 – 2012 pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com
Obrázek 2 Lokalita U cesty, foto: Kašovská, 2010 - 2012, pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com

Rozlehlá zvodnělá poklesová kotlina v Horní Suché, situovaná na pravé straně podél rychlostní komunikace číslo 474 do Karviné. Plocha je částečně sanovaná hlušinou, celková rozloha vodní plochy cca 153x105m, průměrná hloubka okolo 4m. Hydrochemii vod pravděpodobně ovlivňuje hlušina, jež zasahuje do oblasti vodní plochy. Vegetace v litorálním pásmu poklesové kotliny je v jihovýchodní a východní části plochy tvořena druhem *Phragmites communis*, z vodních druhů rostlin se zde vyskytuje například *Batrachium aquatile*, *Myriophyllum verticillatum*. V dřevinném patru nalezneme druhy rodů *Betula*, *Salix*, *Quercus* či *Fagus*. Západní strana této zvodnělé poklesové kotliny je tvořena výše zmiňovanou pozemní komunikací, podél níž vede také potrubní systém (inženýrské sítě). Třída zasolení nad 1000 mg/l RL).

Lokalita č. 2 Barbora



Obrázek 3 Lokalita Barbora, foto: Kašovská, 2010 – 2012, pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com

Lokalita Barbora vznikla jako zbytek dřívějšího rozsáhlého jezera v poklesové kotlině. Lokalizace taktéž v blízkosti rychlostní komunikace č. 474, přesněji směrem na sever. Návoz odvalového materiálu je na severní, východní i části západního břehu. Na severozápadní straně poklesu lemuje vodní plochu potrubí. Hloubka nádrže je do 4 metrů, vodní plocha má rozlohu cca 148x100m. Litorál v okrajových částech je tvořen porosty zařazenými do svazů *Phragmition communis*, *Sparganio-Glycerion fluitantis*, ve vodním sloupci převažuje *Ceratophyllum demersum*. Stromová vegetace je v zastoupení bříz (r.*Betula*), dubů, (r.*Quercus*) a buků (r. *Fagus*). Třída zasolení nad 1000 mg/l RL).

Lokalita č. 3 U Obalovny



Obrázek 4 Lokalita U Obalovny, foto: Kašovská, 2010 – 2012, pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com

Tato lokalita se liší od ostatních vybraných lokalit zejména naměřenými anomálními hydrochemickými hodnotami (vysoký obsah RL, chloridů), což je pravděpodobně způsobeno dotací důlních vod a přítomností odvalu v blízkosti vodní plochy. Bezprostředně vedle lokality sídlí firma Strabag, která zde provozuje obalovnu. Jižní část plochy je lemována pozemní komunikací, severní a západní část má přírodní charakter. Severovýchodní část je tvořena návozy odvalového materiálu, který byl překryt půdotvornými zeminami. Hloubka vodního sloupce se pohybuje v celé vodní ploše okolo 1,5m. Vegetační pokryv v litorálním pásmu je tvořen v severní a severovýchodní části *Phragmites communis*. Třída zasolení nad 1000 mg/l RL).

Lokalita č. 4 František skládka



Obrázek 5 Lokalita František skládka, foto: Kašovská, 2010 – 2012, pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com

Lokalita se nachází asi 800m západně od rychlostní komunikace č. 474, tedy rovněž stjenou vzdálenost od lokality U cesty, v katastrálním území obce Horní Suché. V těsném sousedství se nachází odval bývalého dolu František. Vodní plocha je podlouhlého charakteru, zužující se od západu k východu (od šíře 20m až po pouhé 4m). Celková délka vodní plochy činí zhruba 160m, hloubka okolo 4m. Západní a jižní část lokality je tvořena návozy hlušiny, okolí je značně znečištěno kupkami odloženého odpadu (černými skládkami). Litorál je v severní a severovýchodní části tvořen svazem *Phragmition communis*, z dřevin se zde vyskytují zejména vrby (*Salix*) a břízy (*Betula pendula*), ve zbylé části jsou břehy prudce se svažující, v jižní části vede štěrková komunikace (pravděpodobně zbudována pro účely údržby odvalu František). Lokalita František skládka je také hojně využívána rybáři. Třída zasolení 500 - 1000 mg/l RL.

Lokalita č. 5 U Kostela



Obrázek 6 Lokalita U kostela, foto: Kašovská, 2010 – 2012, pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com

Lokalita č. 5 U Kostela se nachází na katastrálním území Karviná – Doly, v těsné blízkosti kostela sv. P. z Alkantary. V letech 1999 - 2000 zde proběhla v jižní části biotechnická rekultivace, s využitím návozů odvalového materiálu ve velké části plochy. Následně bylo provedeno překrytí plochy zeminou, velká část území byla zatravněna. Rozměry vodní plochy jsou zhruba 210x 65m, jedná se o poměrně mělkou vodní plochu - hloubka vodního sloupce je do 2,5m. V litorálním pásmu byly vlastním pozorováním zjištěny druhy svazu *Phragmition communis*, *Sparganio-Glycerion fluitantis*, ve vodním sloupci je *Batrachium aquatile*, *Ceratophyllum demersum*, *Polygonum amphibium*. V severovýchodní části lokality, kterou rovněž lemuje rychlostní komunikace č. 59, se nachází menší lesní plocha – břízy (*Betula pendula*), dále olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), topoly (rod *Populus*), vrby (rod *Salix*). Stejně jako lokality František skládka, Barbora a Darkovské moře je lokalita U Kostela hojně využívána rybáři. Třída zasolení 500 - 1000 mg/l RL.

Lokalita č. 6 Louky



Obrázek 7 Lokalita Louky, foto:Kašovská, 2010 – 2012, pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com

Lokalita Louky se nachází v katastrálním území obce Karviná - Louky, přibližně 2km jihovýchodně od Karviné, 600 m východně od silnice č. 475 spojující Karvinou a Český Těšín. Pro tento pokles je v rámci jiných prací používán také název Velký Myškovce. Vodní plochu napájí říčka Mlýnka, která je přítokem řeky Olše. Celá západní část vodní plochy je lemována železniční tratí, vedoucí ze stanice Karviná do stanice Karviné – Louky. Rozloha vodní plochy činí zhruba 400x 195m, z leteckého pohledu se tedy jeví jako obdélníkovitého tvaru. Hloubka vodního sloupce se pohybuje v rozmezí 1 – 3m. Na jihozápadní straně jsou patrné navážky odvalového materiálu. Provedena zde byla v letech 1996 - 2008 sanace s překryvem zúrodnitelnými zeminami a hydroosevem, celá severní a východní strana území byla rekultivována (zatravněna, provedena výsadba stromové a keřové vegetace). V severní části je patrný také výskyt náletových dřevin (břízy a javory). Ve vodním sloupci *Myriophyllum verticillatum*, *Utricularia vulgaris*. V blízkosti lokality v rekultivované severovýchodní části se nachází pozůstatek existence obce Louky nad Olší – zbytky kostela, patrné zbytky oplocení pozemků. Třída zasolení 500 - 1000 mg/l RL.

Lokalita č. 7 Darkov



Obrázek 8 Lokalita Darkovské moře, foto: Kašovská, 2010 – 2012, pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com

Darkovské moře je lokalita, která je velmi rozsáhlou poklesovou kotlinou. Nachází se východně od Dolu Darkov, severozápadně pak od rychlostní komunikace č. 475 vedoucí ze Stonavy do Karviné. V současné době probíhá rekultivace celého území s cílem vytvořit rekreační oblast. Valy hlušiny jsou vysypány zejména v severní a severovýchodní části vodní plochy. Dotace vod je mimo jiné zajišťována říčkou Mlýnkou, která tudy protéká. Rozloha vodní plochy je cca 1000 x 600 m, hloubka se pohybuje okolo 20m, jedná se tedy o nejhlubší vodní plochu v rámci zkoumaných lokalit. V litorálním pásmu byl zjištěn vlastním pozorováním výskyt porostů zařaditelných do svazů *Phragmition communis*, *Sparganio-Glycerion fluitantis*, ve vodním sloupci se vyskytují druhy *Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*, *Najas marina*, *Myriophyllum verticillatum*, *Batrachium aquatile*, *Polygonum amphibium*, *Potamogeton natans*, *Potamogeton gramineus*, *Utricularia vulgaris*. Třída zasolení 500 - 1000 mg/l RL.

Lokalita č. 8 Bartošůvka



Obrázek 9 Lokalita Bartošůvka, foto: Kašovská, 2010 – 2012, pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com

Lokalita Bartošůvka se nachází v Horní Suché, asi 1km severně od rychlostní komunikace č. 474, vlevo od ulice Lazecká, vedoucí do Orlové. Byla zde provedena sanace s překryvem zúrodnitelných zemin. Celková rozloha vodní plochy je 500x 60m, jedná se plochu podlouhlého charakteru, postupně se k severu rozšiřující. Hloubka se zde pohybuje mezi 3 a 5 metry. Severovýchodní strana je tvořena násypem odvalového materiálu, nad ní se se nachází výše zmiňovaná silnice (na ulici Lazecká). V litorálním pásmu byl pozorován zejména druh *Phragmites communis*, dominantní je tento porost zejména v jihovýchodní a severozápadní části. Z dřevin byl zjištěn výskyt vrby (r. *Salix*), břízy (r. *Betula*) a duby (r. *Quercus*). Lokalita je obhospodařována jako rybolovná plocha, rybáři je v sezóně hojně využívána. Třída zasolení do 500 mg/l RL.

Lokalita č. 9 U lesa nad Bartošůvkou



Obrázek 10 Lokalita U lesa nad Bartošůvkou, foto: Kašovská, 2010 – 2012, pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com

Lokalita č. 10 se nachází v Dolní Suché a leží severozápadním směrem od lokality č. 9 Bartošůvka. Pro tuto lokalitu je využíván také název Pod lesem (např. Pierzchala 2011, nepublikováno). Vznik této poklesové kotliny je spojen s přehrazením pokleslého koryta potoka odvalovým materiálem. Do 1.7. 2010 byla tato vodní plocha využívána jako rybolovná, po tomto datu však byl rybolov v místě zakázán (a zrušen tak tento rybářský revír, 4771011A podrevír Pod Lesem) z důvodu převodu pozemku do soukromých rukou. Rozloha vodní plochy je 2,5ha (cca 220x120m), hloubka vodního sloupce průměrně dosahuje 2,5m. Ve vodním sloupci se vyskytují druhy *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum verticillatum*, *Riccia fluitans*, *Batrachium aquatile*. Litorál je tvořen zejména svazy *Phragmites communis*, *Sparganio-Glycerion fluitantis* vyskytujícími se téměř po celém obvodu vodní plochy, vyjma západní části, která plynule přechází v lužní les. Lesní biotop navazuje na litorální pásmo po celém obvodu vodní plochy, vlastním pozorováním zde byly zjištěny druhy rodů vrba (r. *Salix*), bříza (r. *Betula*), buk (r. *Fagus*) anebo líska (r. *Corylus*). Třída zasolení do 500 mg/l RL.

Lokalita č. 10 Solecká



Obrázek 11 Lokalita Solecká, foto: Kašovská, 2010 – 2012, pohled na lokalitu z ptačí perspektivy, zdroj: maps.google.com

Solecká je zvodnělou poklesovou kotlinou, jež se nachází na Solecké ulici v blízkosti lokalit U cesty a Barbora. Ulice Solecká lemuje severozápadní část vodní plochy, jižní část břehů byl sanován. Severní část plochy lemuje vysypaná příjezdová cesta z odvalového materiálu, jež je ve styku s vodou. Rozloha vodní plochy je cca 150x95m, hloubka se pohybuje mezi 1,5 a 4m. V oblasti litorálu byl zjištěn výskyt porostů svazu *Phragmition communis*, *Sparganio-Glycerion fluitantis*, z vodních druhů ponořených rostlin se zde vyskytuje *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum verticillatum*, *Riccia fluitans*, *Batrachium aquatile*, *Potamogeton fluitans*. Z křovin a dřevin navazují na litorální pásmo druhy lužního lesa – vrba bílá (*Salix alba*), topol černý (*Populus nigra*), dále bez černý (*Sambucus nigra*) a krušina olšová (*Frangula alnus*). Třída zasolení do 500 mg/l RL.

Tabulka 1 Charakteristika lokalit výzkumu

Číslo	Název	Obsah RL (mg/l)	Lokalizace	Vliv skrývky zemin, prezenze hlušiny	Charakteristika
1	U cesty	> 1000	Horní Suchá	na Z břehu sanace hlušinou, hlušina také v okolí vodní plochy (zasahuje do ní), zbytek přirozené	Primární poklesové jezero, osluněné
2	Barbora	> 1000	Horní Suchá	S, V a částečně J část břehu tvořena odvalovým materiálem, na V návozy rekultivačních zemin	Primární poklesové jezero, osluněné, silně mineralizovaná voda
3	U Obalovny	> 1000	Karviná – Doly	na SV straně místy návozy odvalového materiálu, překryty z velké části zúrodnitelnými zeminami	Primární poklesové jezero, v bezprostřední blízkosti obalovna Strabag, vtok
4	František skládka	500 – 1000	Horní Suchá	J břeh s návozy hlušiny	Primární poklesové jezero u skládky komunálního odpadu, rybolovná plocha
5	U Kostela	500 – 1000	Karviná – Doly	rozsáhlá rekultivace probíhá od r. 1999, návozy odvalového materiálu následně překryto zúrodnitelnými zeminami, po celém obvodu nádrže	Primární poklesové jezero, v blízkosti kostel sv. P. z Alkantary, využíváno rybáři
6	Louky	500 – 1000	Karviná – Louky	provedena rekultivace v letech 1996 – 2008, návozy rekultivačních zemin	Sekundární velkoplošné poklesové jezero, částečně průtočné, okraje zasahují do prostoru bývalého sídla – park a hřiště, orná půda, zahrady a rodinná zástavba
7	Darkov	500 – 1000	Karviná – Darkov	rozsáhlé návozy hlušiny, zejména v S a SV části, prováděna rozsáhlá rekultivace od r. 1997, předpoklad ukončení v r. 2014	Primární poklesové jezero, největší v území, zásobované důlní vodou, břehy rekultivované.
8	Bartošůvka	< 500	Havířov – Suchá	na SV straně navážka hlušiny	Primární poklesové jezero, bezodtoké, rekultivované břehy, částečně průtočné
9	Pod lesem	< 500	Havířov – Suchá	vznik přehrazením pokleslého koryta potoka hlušinou, návozy zeminy v období rekultivace v letech 2003 – 2010	Primární, poklesové jezero, v lese, částečně průtočné, od r. 2008 zákaz rybolovu
10	Solecká	< 500	Horní Suchá	navážka odvalového materiálu v SZ části (u příjezdové cesty), proniká až na dno	Primární poklesové jezero, v blízkosti komunikace, rybolovná plocha

5 Metodika

V této kapitole jsou stručně charakterizovány metody a postupy, které byly využity pro řešení disertační práce a vycházejí z jejích cílů. Postupy řešení byly voleny tak, aby byla možná jejich realizace v plném rozsahu. Jedná se zejména o tyto oblasti:

- Výběr lokalit
- Odběr vzorků pro hydrochemické stanovení
- Sběr vodních druhů kmene *Mollusca*
- Malakozoologická determinace
- Salinita
- Testy ekotoxicity
- Statistické zpracování dat (Canoco, Excel, indexy diverzity, dominance, frekvence)

5.1 Výběr lokalit malakozoologického výzkumu

Ze studií, realizovaných v posledních několika letech – přesněji z hydrochemických rozborů v rámci disertačních prací Konečná (2007), Pertile (2007) a projektu GAČR Raclavská & Škrobánková (2007) vyplývá, že zasolení vod poklesových kotlin na Karvinsku dosahuje hodnot, jež jsou na hranici sladkovodních a slaných vodních ekosystémů (mezní hodnotou pro slané vody je překročení salinity ve výši 0.5‰). Ve studii (Raclavská & Škrobánková 2007) bylo potvrzeno, že hlšina, která se velmi často využívá pro úpravu terénu poklesů, ovlivňuje chemismus vod v poklesových kotlinách vyluhováním živin, které přispívají ke zvyšování obsahu rozpuštěných látek. Je tedy zřejmé, že zvodnělé poklesové kotliny jsou potenciálně ohroženy zvýšeným zasolením, jež může být navíc spojeno s tvorbou látek s toxickými účinky, jako je například thenardit, u něžž byl prokázán za pomoci koeficientu korelace vliv na růst fytoplanktonu (inhibice) (Raclavská & Škrobánková 2007), a dále pak může mít vliv na další vývoj ekosystému.

Pro studium vlivu zasolení na výskyt druhů kmene *Mollusca* byly lokality a odběrová místa vybrána tak, aby bylo možné porovnat a zhodnotit výskyt vodních druhů měkkýšů na lokalitách s různým stupněm obsahu rozpuštěných látek (stupněm zasolení). Dle evropské směrnice DWAF (1996), (Water Quality Guidelines for Aquatic Ecosystems) z roku 1996 je mezní hodnotou, nebo můžeme také říci extrémní koncentrací rozpuštěných látek, hodnota $> 1000 \text{ mg/l}$. Nielsen et al. (2003) uvádí, že salinita převyšující 1000 mg/l ovlivňuje akvatickou biotu, Hart et al. (1991) zase označili jako mezní hodnotu pro výskyt sladkovodních organismů a jejich normální vývoj 1500 mg/l . Výsledky ze studie Kefford & Nuggeoda (2005a) tyto výsledky v podstatě potvrzují s tím, že k maximálnímu růstu a reprodukci sladkovodních živočichů dochází ve vodách se středními hodnotami zasolení (neuvádí však numerické vyjádření takovéto hodnoty). Vzhledem k faktu, že v české legislativě není problematika zasolení sladkovodních ekosystémů nijak zvlášť ošetřena, pro účely práce byly v návaznosti na dřívější výzkumy jednotlivé lokality vybrány a rozděleny do tří skupin – s hodnotami RL do 500 mg/l , v rozmezí $500 - 1000 \text{ mg/l}$ a s hodnotami nad 1000 mg/l (přičemž maximální naměřené hodnoty přesahovaly i 7000 mg/l).

Tyto hodnoty byly vybrány také s ohledem na výsledky studií u jiných druhů bezobratlých, a také u vodní vegetace. Pro vodní druhy rostlin byla například určena kritická hranice salinity na hodnotě 4000 mg/l , v Austrálii a Africe byly provedeny studie, které prokázaly, že druh vodního plže *Physella cf. acuta* se hůře vyrovnává s hodnotami nad $5000 \mu\text{S/cm}$ (Kefford & Nuggeoda 2005a). U jiných sladkovodních druhů, například u plže *Pomacea bridgesi*, byla zjištěna hranice, kdy u něj dochází ke snížení hydratace tkáně, a to až při hodnotách $11000 \mu\text{S/cm}$ (Jordan & Deaton 1999), u druhu vodního mlže *Lampsilis teres* takto vysoké hodnoty (okolo $22000 \mu\text{S/cm}$) naopak hydrataci tkáně podporovaly (Jordan & Deaton 1999). Další poznatky je možno najít v publikacích Albrecht (1954), Schmitz (1959), Kefford et al. (2005a), (2007), Ziemann & Schulz (2011), Zalizniak et al. (2007).

Vzhledem k tomu, že všechny tyto dosavadní hodnoty byly získány v rámci laboratorního měření, je nezbytně nutné provést dále studie zaměřené na výzkum populací a společenstev sladkovodních organismů v přirozených podmínkách v terénu.

V závislosti na výše uvedeném bylo vybráno 10 lokalit na Karvinsku, situování lokalit je znázorněno na obrázku č. 1, po průzkumu vegetace v litorálním pásmu lokalit bylo stáří všech lokalit odhadnuto na více než 10 let.

5.2 Hydrochemické stanovení vod

Odběr vzorků vod byl realizován v roce 2010, odběry byly provedeny jednou za měsíc (v období vegetace, od dubna do října). U každé nádrže bylo určeno jedno stálé odběrové místo. Odběrová místa byla situována v místech svobodného míchání vod nádrže, ve vzdálenosti větší než 50 m od případného přítoku nebo odtoku. Vzorky byly odebrány z hloubky 0-20 cm do odběrných lahví pomocí vzorkovací láhve Bürkle, ve vzdálenosti 2,5 m od břehu. Při odebírání vzorku byla měřená teplota vody a její stupeň saturace kyslíkem. Secciho deskou byla měřena průhlednost vody (SD). Do předání vzorků k analýze byly vody skladovány při teplotě 10 °C (zpracováno podle Pierzchala et al. 2011).

Analýzy hydrochemických ukazatelů byly provedeny v laboratoři Institutu geologického inženýrství VŠB – TU Ostrava, vázány byly na grant SGS SP/2010109. Vybrané hydrochemické ukazatele jsou uvedeny v tabulce č. 2. Jež byla zpracována podle publikace Pierzchala et al. (2011).

Tabulka 2 Hydrochemické ukazatele vod (zpracováno podle práce Pierzchala et al. 2011)

PARAMETR	NORMA	NÁZEV METODY
pH	ČSN ISO 10523	Stanovení pH ve vodách potenciometricky
Vodivost	ČSN ISO 27888	Stanovení konduktivity
KNK 4.5	ČSN ISO 9963-1	Stanovení KNK-4,5 a KNK-8-3 neutralizační titrací
Vápník	ČSN ISO 6058	Jakost vod. Stanovení vápníku. Odměrná metoda s EDTA.
Hořčík	ČSN ISO 830520/6	
Chloridy	ČSN EN ISO 10304-1	Jakost vod - stanovení rozpuštěných aniontů metodou kapalinové chromatografie iontů - část 1: stanovení bromidů, chloridů, fluoridů, dusičnanů, dusitanů, fosforečnanů
Sírany		
Dusičnany		
Dusitany		
Amonné ionty	ČSN ISO 7150-změna Z1	Stanovení amoniaku a amonných iontů manuální spektrofotometrickou metodou
Ncelk	ČSN EN ISO 11905	Jakost vod - stanovení dusíku - část 1: metoda oxidační mineralizace peroxodisíranem
TOC/DOC	ČSN EN ISO 1484	Jakost vod - stanovení celkového organického uhlíku (TOC) a rozpuštěného organického uhlíku (DOC)
Pcelk	ČSN EN ISO 6878	Stanovení celkového fosforu spektrofotometrickou metodou s molybdenanem amonným
RL	ČSN EN 872, ČSN 75 7346	Stanovení rozpuštěných látek a nerozpuštěných látek gravimetricky
NL		
Fe, Mn	ČSN 75 7385	Jakost vod - stanovení železa a manganu - metoda plamenové atomové absorpční spektrometrie
Cd,Cu,Co,Cr,Ni,Pb	ČSN EN ISO 8288	Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb: Stanovení prvků metodou AAS/plamen: viz doplněk 1, ČSN EN 1233 - Cr

5.3 Sběr vodních druhů kmene *Mollusca*

Vodní druhy byly získávány pomocí kovového sítko o průměru 20cm (velikost ok 0,8×0,8 mm), pomocí něhož byla propírána vodní vegetace a substrát dna, ale také přímým sběrem na předmětech ponořených do vody (padlé kmeny, odpadky). Sběr měkkýšů probíhal po dobu 1 hodiny po celém obvodu zvolené vodní plochy. Podrobnější popis metodiky je možno nalézt v publikacích Beran (2002) a Beran (1998), zvolená metodika je běžně používána pracovníky Agentury ochrany přírody a krajiny ČR za účelem zmapování výskytu vodních druhů měkkýšů. Při této metodice však není kladen důraz na hustotu výskytu jednotlivých druhů ani na velikost zkoumaného areálu. Použitá nomenklatura je převzata z práce Horsák et al. (2010). Dokladový materiál je uložen ve sbírce autorky

(Ostrava – Poruba) nebo byli nalezení jedinci ihned po determinaci navraceni do původního biotopu.

Ekoelementy jsou uváděny podle Ložka (1964) a Lisického (1991). Desátou skupinu tvoří měkkýši vodní, kteří se však dále dělí do několika základních a přechodných skupin. Základní skupinu druhů PD (*PALUDICOLAE*) označujeme jako skupinu zarůstajících bažin a močálů, skupina PDt sdružuje druhy periodických mokřadů. Dalšími ekoelementy vyskytujícími se na dané lokalitě jsou SG (*STAGNICOLAE* – druhy stojatých a větších trvalých vod) a přechodné skupiny SG(RV) (*RIVICOLAE* – druhy tekoucích vod), SGRV, SG – PD, RV(SG), které jsou přechodnými druhy mezi výše zmiňovanými skupinami (dle priority uvedených zkratk).

Ohrožení: NT – téměř ohrožený; LC – málo dotčený, VU – zranitelný, EN – ohrožený (dle IUCN 2001).

5.4 Malakozoologická determinace

Determinace byla provedena za pomoci publikací Beran (2002), Horsák et al. (2010) a Ložek (1956). Použitá nomenklatura je převzata z práce Horsák et al.(2010).

5.5 Salinita

K vyjádření obsahu RL bylo v práci použito výhradně jednotek mg/l. Vzhledem k využití literárních pramenů z jiných částí světa (Austrálie, Afrika, Rakousko, Anglie aj.) bylo nutné jinými autory uvedené hodnoty převést z hodnot $\mu\text{S/cm}$ (konduktivita) na mg/l. K přepočtu byla použita metodika dle Pawlowitze (2008), postup přepočtu je uveden níže. Přepočet není zcela přesný, autor v publikaci uvádí, že se jedná o přibližné hodnoty.

Přepočet byl prováděn dle vzorců:

$\text{EC (dS/cm)} \times 670 = \text{RL (mg/l)}$ nebo,

$\text{EC (}\mu\text{S/cm)} \times 0.67 = \text{RL (mg/l)}$

5.6 Testy ekotoxicity

V rámci disertační práce byla určována relativní letální tolerance vůči salinitě plže druhu *Physella* cf. *acuta*. Tato podkapitola je zpracována za použití publikace Bruce (1985). Smrtelná dávka (z angličtiny Lethal dose, používá se zkratka LD) je jednou z metod, při níž máme v úmyslu zjistit toxicitu zkoumané látky. Hodnota LD označuje takové množství látky, které způsobí smrt určitého množství (procenta) jedinců určeného druhu po podání látky. Při popisu vlastností chemických sloučenin se užívá označení LDX_y (z), kde:

X - označuje, kolik procent z testovaných zvířat po podání dávky následkem toho uhynulo,

y - označuje druh zvířat, na kterých byl test proveden,

z - označuje způsob podání látky: (inh.) - vdechnutí (*inhalated*), (inj.) - injekčně, (oral) podání ústně

Hodnota LD se udává v jednotkách hmotnosti látky vztažené na jednotku hmotnosti těla zvířete - nejběžněji mg/kg. V případě plyných látek se užívá hodnoty LC (*Lethal concentration* - smrtelná koncentrace). Pro účel této práce byl brán zřetel zejména na počet usmrčených jedinců za období působení látky po 72 hodin.

Jedinci druhu *Physella* cf. *acuta* byli sebráni na lokalitě č. 2 Barbora v květnu 2012. Parametry vod naměřené v době sběru – pH 7,76, konduktivita 2,245 mS/cm, teplota vody 24,1 °C. Metodika testů je podle Kefforda et al. (2003, 2005a), Zalizniak et al. (2009). 10 jedinců druhu výše uvedeného plže bylo umístěno do skleněného akvária o rozměrech 22x33x22 cm, naplněného 4 litry vody o různé konduktivitě, v každém akváriu bylo na počátku měření umístěno 10 jedinců. V návaznosti na dříve naměřené hodnoty v rámci prací Kefforda et al. (2003), (2005a) a Zalizniak et al. (2009) byly hodnoty za účelem porovnání výsledků s těmito pracemi stanoveny na shodných hodnotách - 5, 10, 15 a 20 mS.cm⁻¹ (což odpovídá po přepočtu ořibližně hodnotám obsahu RL – 3350, 6700, 10 050 a 13 400 mg/l) a slepý vzorek pro kontrolu. Pro slepý vzorek byla voda z vodovodního kohoutku (WLW = wet lab water) filtrována přes uhlík filtračním systémem značky Brita.

Kontrola stavu jedinců v jednotlivých akváriích byla prováděna pravidelně každých 24 hodin, shodně byly měřeny také hodnoty stavu vod - konduktivita, pH a teplota. K přípravě roztoků byly použity komerční (dostupné v běžné prodejně) soli. Měření – typ a značka kontuktometru – Cond 330i/SET, typ 2C20 - 0011 při teplotě 20°C, +- 1°C, pH metr – pH 340i/SET, typ 2A30 - 1012. Získané výsledky budou srovnány s výsledky výše uvedených autorů z Afriky a Austrálie. Fotodokumentace prováděných testů ekotoxicity je pro ilustraci zařazena v přílohách (Příloha 4).

5.7 Statistické zpracování dat, další měření

K hodnocení jednotlivých parametrů vod byla použita standardní statistická metoda - aritmetický průměr z jednotlivých měsíčních měření. K popsání rozdílů v biodiverzitě malakocenóz a jejich vztahu k abiotickým faktorům (RL, pH, chloridy, sírany, Ca, Mg), ekologickým skupinám (tzv. ekoelementům) a jednotlivým lokalitám bylo použito základních statistických operací.

Shlukovací analýzy (tzv. cluster analyses) byly prováděny metodou UPGMA pomocí Euklidovy míry vzdálenosti v programu MVSP 3.12; ty byly využity k hodnocení podobností jednotlivých lokalit z hlediska fyzikálně-chemických parametrů vod a charakteru malakocenóz. Vzhledem k faktu, že test Shapiro – Wilka vykazoval normální distribuci dat, byl dále použit ke statistické analýze parametrický test. Pro testy korelace mezi charakterem malakocenóz a environmentálními proměnnými byl použit korelační koeficient dle Pearsona. Pro zjišťování korelací a závislostí mezi malakocenózami a environmentálními proměnnými byla použita PCA analýza (v programu Canoco for Windows, typ 4.5, podle Ter Braak & Šmilauer, 2002). PCA analýza byla zvolena také za účelem získání grafického výstupu hlavních charakteristik a korelací mezi druhy a jednotlivými proměnnými. Použitím PCA analýzy získáme průkazné zobrazení mnohorozměrných dat z hlediska vzorků (výsledků) a proměnných (Meglen 1992). Dále byla použita ke zpracování výsledků RDA analýza – tzv. omezená forma lineární ordinační metody a analýzy hlavních komponent (PCA, *principal component analysis*).

V programu Excel byly vytvořeny grafy – ekologické diagramy, hodnotící korelace mezi jednotlivými druhy vodních měkkýšů a hydrochemickými faktory vod poklesových

kotlin, dále pak například poměry mezi výskytem druhů domácích a introdukovaných apod.

Lokalizace všech desíti lokalit byla realizována s využitím mapových podkladů www.karvina.org, v terénu pak za pomoci GPS značky Garmin, eTrex 30 Lifetime. Fotodokumentace byla pořízena autorkou fotoaparátem značky Olympus, typ FE – 330.

Biodiverzita sledovaných lokalit byla zhodnocena za pomoci Shannon – Weinerova indexu diverzity (H') v rámci statistických analýz v programu Canoco.

5.8 Charakteristické znaky zoocenóz – dominance, frekvence

Dominanci řadíme mezi kvantitativní vlastnosti zoocenóz. Z hlediska snadné dostupnosti údajů se tento znak jeví jako vhodný. Dominance slouží k procentuálnímu vyjádření složení zoocenóz, v tomto případě vodních malakocenóz.

Pro výpočet tohoto znaku byl použit níže uvedený vzorec dle Lososa (1992), kde n zastupuje počet jedinců jednoho druhu (i) a s je celkovým počtem jedinců společenstva. D označuje samotnou dominanci.

$$D = n_i/s * 100 (\%)$$

Hodnotu dominance ovlivňuje především počet druhů tvořících zoocenózu. Roste-li počet druhů ve společenstvu, hodnota dominance se snižuje. Tudíž ve společenstvech s velkým počtem druhů jsou hodnoty dominance těch nejpočetnějších nižší, než je tomu u zoocenóz s malým počtem druhů (Losos 1992).

Dominanci lze vyjádřit ve stupních či třídách. V současnosti se využívá zařazení do tříd, kterých je pět. Těmito třídami jsou:

- **>10%** - eudominantní druh
- **5 - 10%** - dominantní
- **2 - 5%** - subdominantní
- **1 - 2 %** - recedentní

- **<1%** - subrecedentní

Dalším kritériem, dle kterého byla malakocenóza hodnocena, je frekvence. Frekvencí se nazývá četnost či častost výskytu druhů, jež byly odebrány z jedné cenózy. Udává, jak často se jednotlivé druhy měkkýšů podílejí na celkové duhové skladbě společenstva.

Frekvence lze vypočítat podle níže uvedeného vzorce, kde **n_i** představuje počet vzorků s výskytem druhu **i** a **s** vyjadřuje celkový počet vzorků. **F** je označením pro frekvenci. Výsledek se uvádí v procentech.

$$\mathbf{F = n_i/s * 100 (\%)}$$

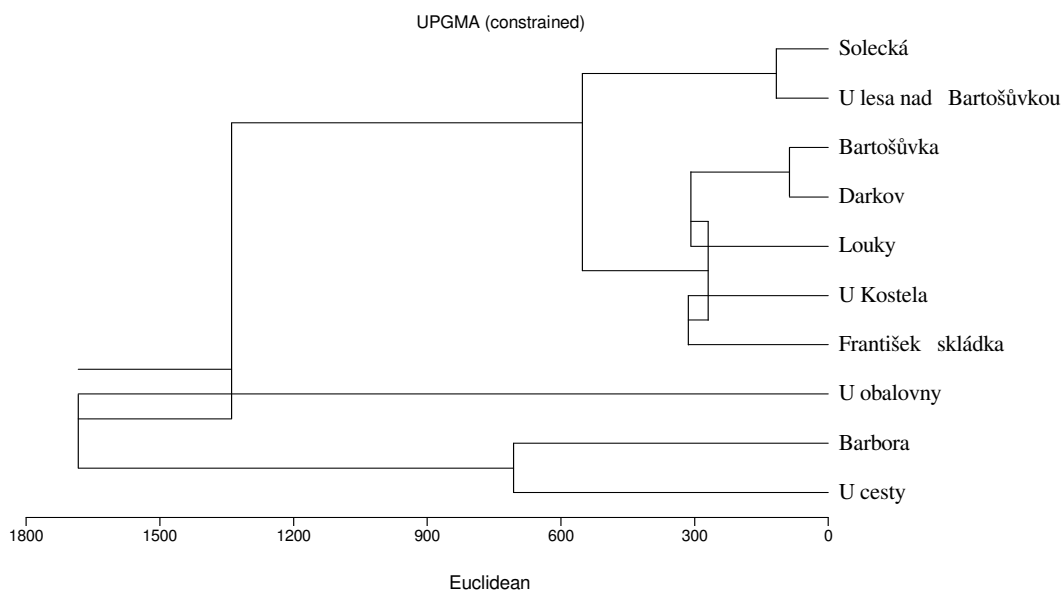
Dle procentuálního zastoupení druhů ve společenstvu lze tyto druhy zařadit do frekvenčních tříd. Rozlišují se následující frekvenční třídy:

- I. třída – 0 – 10%
- II. třída – 11 – 25%
- III. třída – 26 – 45%
- IV. třída – 46 – 70%
- V. třída – 71 - 100%

6 Výsledky

6.1 Hydrochemické parametry vod v ZPK

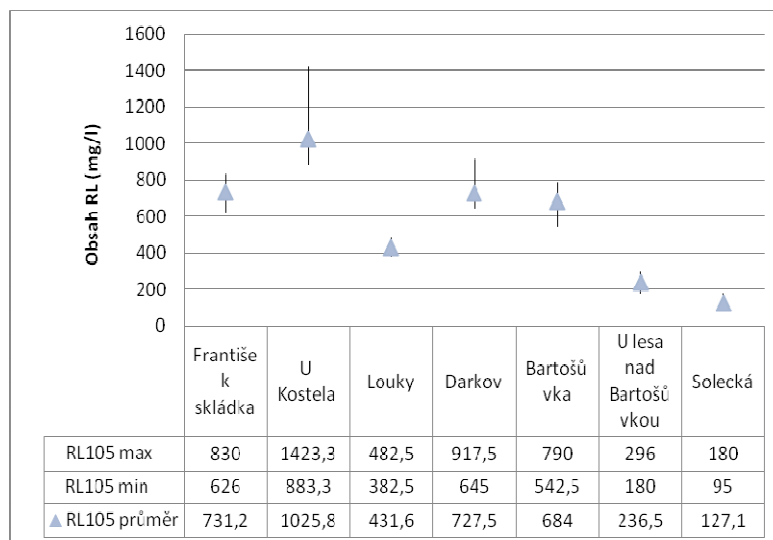
Na základě hydrochemických analýz byla vytvořena shlukovací analýza (tzv. Cluster analýza) v programu MVSP 3.12, za účelem zjištění podobností lokalit na základě jejich hydrochemických parametrů. Shlukovací analýza hydrochemické podobnosti jednotlivých lokalit rozdělila analyzované plochy do 2 bloků. Nejvýznamnější odlišnost ukazuje blok, ve kterém se nachází poklesy U Obalovny, Borbora a U Cesty. Jsou to poklesy, které charakterizuje hodnota zasolení nad 1000mg/l. Dále v druhém bloku bylo seskupeno všech zbývajících 7 lokalit s tím, že výraznější podobnost pak v této skupině vykazovala podskupina 2 lokalit (Solecká a U lesa nad Bartošůvkou), a zbývajících 5 lokalit (Louky, Darkov, František skládka, U kostela, Bartošůvka). Tato shlukovací analýza byla vytvořena s ohledem na zjištěné parametry vod a druhovou bohatost jednotlivých lokalit.



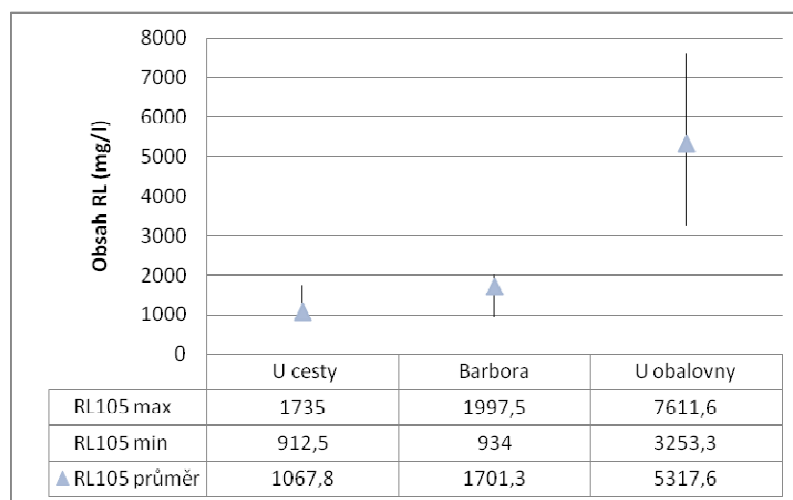
Obrázek 12 Shlukovací analýza (tzv. Cluster analýza)

Na všech zkoumaných lokalitách byly v roce 2010 provedeny odběry vod (viz kapitola 4 Metodika) a stanoveny jednotlivé hydrochemické parametry. S ohledem na téma této disertační práce byly dále analyzovány (viz grafy 1 - 8) tyto parametry – obsah RL, konduktivita, pH, obsah Ca^{2+} , obsah Mg^{2+} , obsah chloridů, obsah síranů. Selektce vybraných parametrů byla provedena shodně i u zpracování získaných terénních dat v programu Canoco 4.5.

Pro zpracování obsahu rozpuštěných látek (mg/l) na všech lokalitách byly z důvodu přehlednosti a velkých rozdílů naměřených hodnoty rozděleny údaje do 2 grafů (graf 1 a 2). Od ostatních lokalit se výrazně odlišuje obsahem RL lokalita U Obalovny, jež dosahuje v průměru hodnot okolo 5000 mg/l RL, následována lokalitami Barbora (průměrná hodnota obsahu RL 1701,3 mg/l) a U cesty (průměrná hodnota obsahu RL 1067,8 mg/l). Nejnížší naměřené hodnoty vykazovala lokalita Solecená (průměrná hodnota obsahu RL 127,1 mg/l).

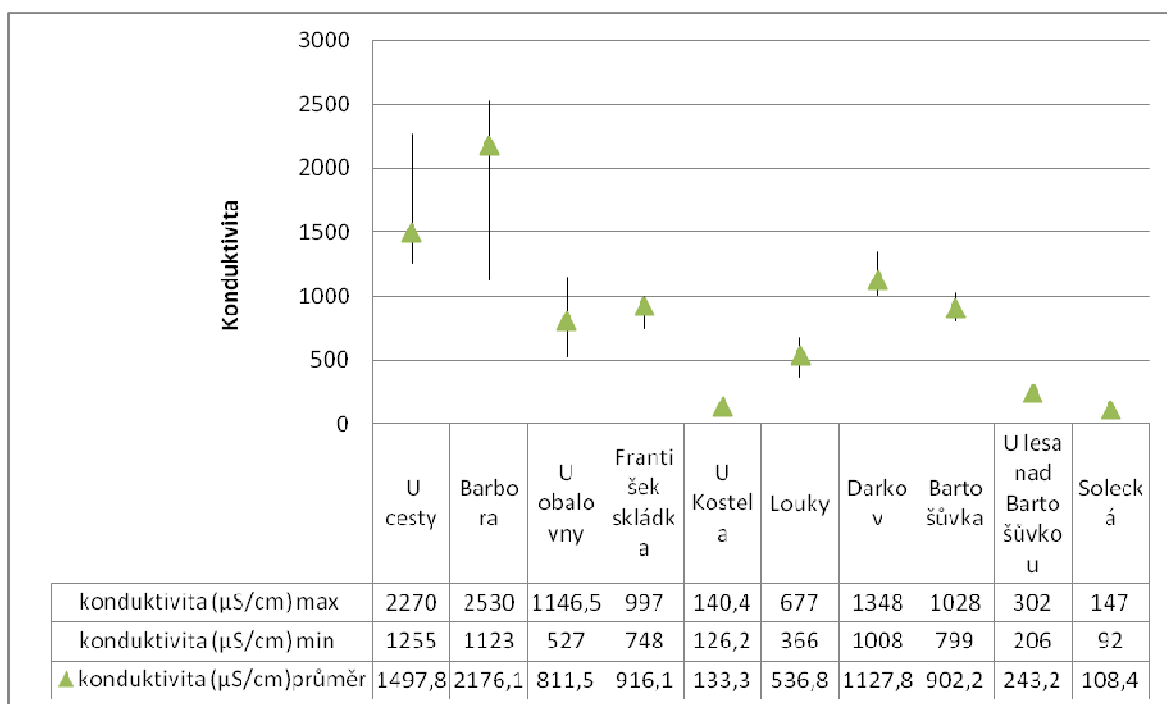


Graf 1 Obsah RL na jednotlivých lokalitách, začátek



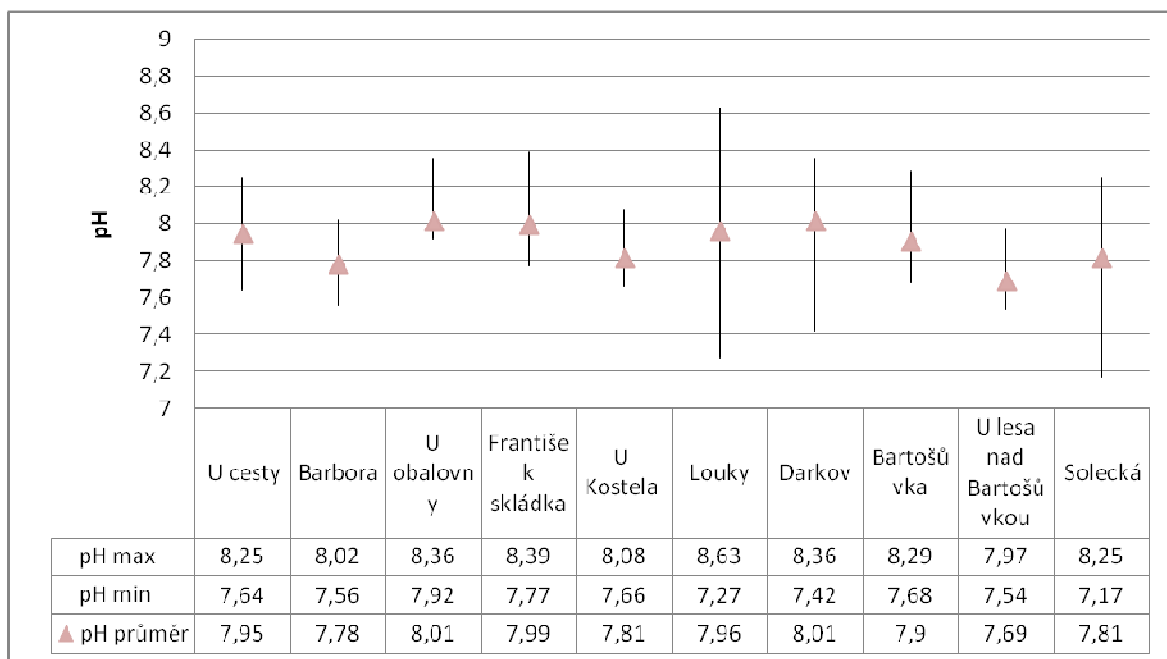
Graf 2 Obsah RL na jednotlivých lokalitách, pokračování

S obsahem RL přímo koresponduje další hodnocený parametr – konduktivita, čili vodivost (viz graf 3). Nejvyšší hodnoty konduktivity byly naměřeny opět na lokalitách Barbora (průměr 2176,1 $\mu\text{S/cm}$) a U cesty (průměr 1497,8 $\mu\text{S/cm}$). Nejnížší hodnoty konduktivity byly zjištěny u lokalit Solecská, U Kostela a U lesa nad Bartošůvkou. Ostatní lokality vykazovaly naměřené hodnoty v rozmezí cca 530 – 1130 $\mu\text{S/cm}$.



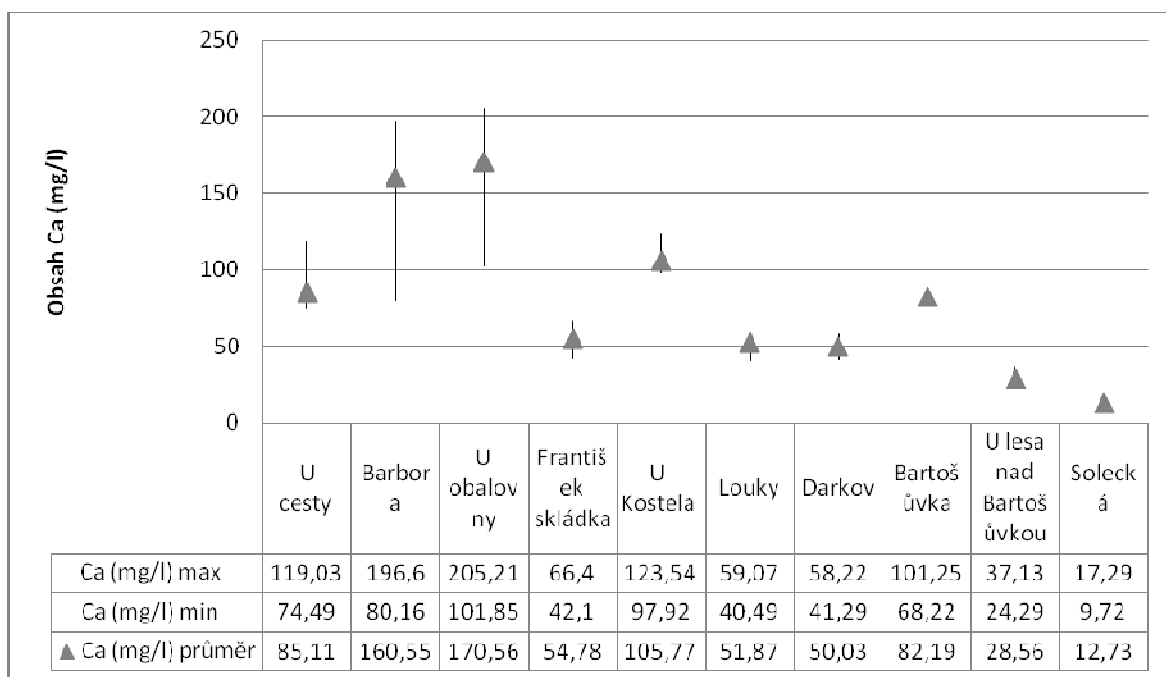
Graf 3 Hodnoty konduktivity na jednotlivých lokalitách

Největší podobnost všech lokalit byla zjištěna u měřeného pH, naměřené hodnoty se pohybovaly v rozmezí hodnot 7,17 – 8,63, přičemž nejvíce během měřeného období (duben – říjen 2010) kolísaly hodnoty na lokalitách Louky a Solecká (zobrazuje graf 4).



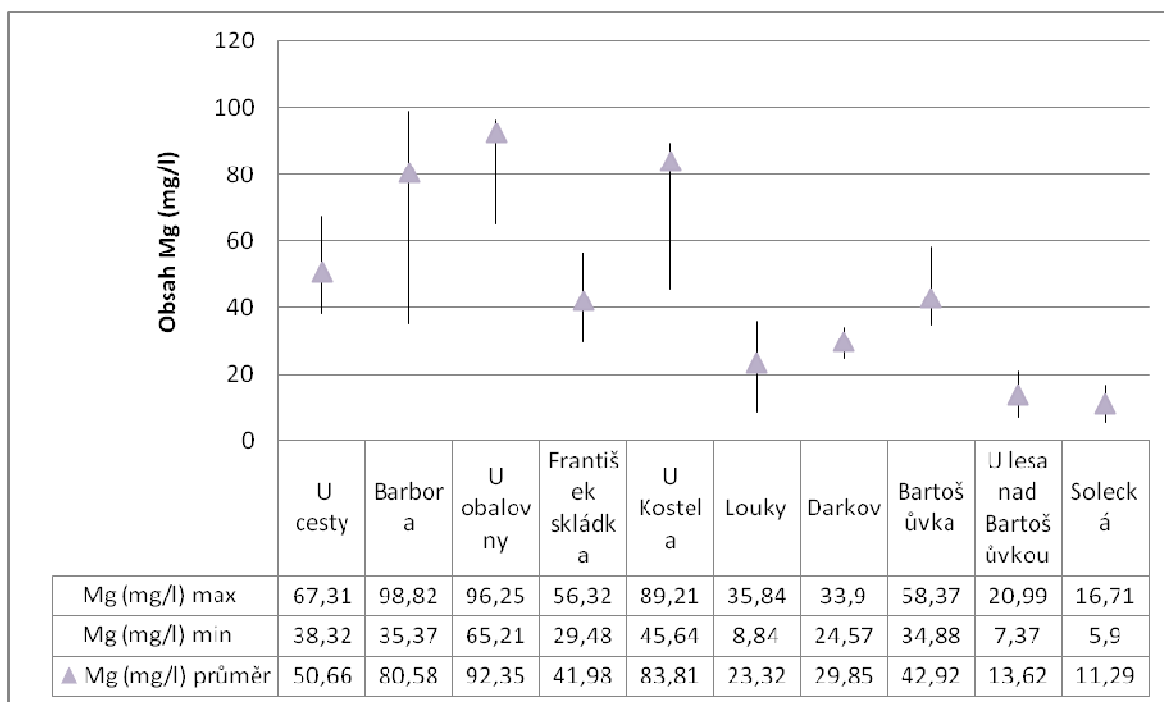
Graf 4 Hodnoty pH na jednotlivých lokalitách

Z analýz obsahu jednotlivých kationtů vod v ZPK byly dle predikce, založené na rešerši ohledně vlivu jednotlivých kationtů na výskyt vodních měkkýšů z dostupné literatury, dále analyzovány pouze vápník a hořčík. (viz grafy 5 a 6). Nejvyšší obsahy vápníku byly zjištěny na lokalitách U Obalovny a Barbora (průměrné hodnoty 170,56 mg/l a 160,55 mg/l. Dle Dussarda (1976) řadíme vody s obsahem Ca^{2+} vyšším než 40 mg/l k vodám tvrdým. Podle jeho klasifikace mají tvrdou vodu všechny zkoumané lokality kromě lokalit U lesa (průměrně 28,56 mg/l) a Solecká (průměrná hodnota 12,73 mg/l), jež patří dle Dussarda do kategorie středně tvrdých (tomuto odpovídá rozmezí 10 – 40 mg/l Ca^{2+}). Měkké vody, s obsahem Ca^{2+} do 10 mg/l, se dle aktuálních analýz (v potaz brány průměrné hodnoty) nevyskytují v žádné zkoumané ZPK.



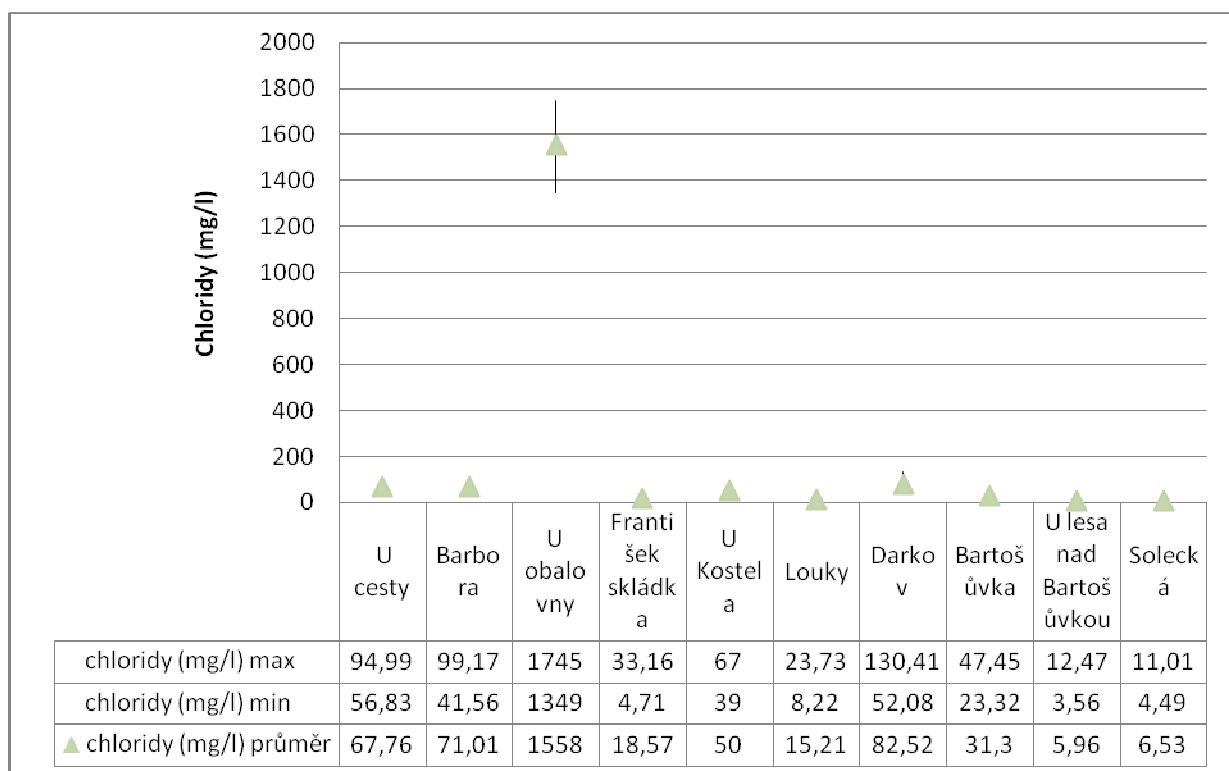
Graf 5 Obsah Ca na jednotlivých lokalitách

Z hlediska koncentrace Mg^{2+} se nejvíce odlišovaly oproti ostatním ZPK lokality U Obalovny, U kostela a Barbora s nejvyššími průměrnými koncentracemi okolo 80 – 93 mg/l (přesné hodnoty uvádí graf 6). Nejnížší koncentrace byly naměřeny na lokalitách Solecká a U lesa nad Bartošůvkou (11,29 a 13,62 mg/l).



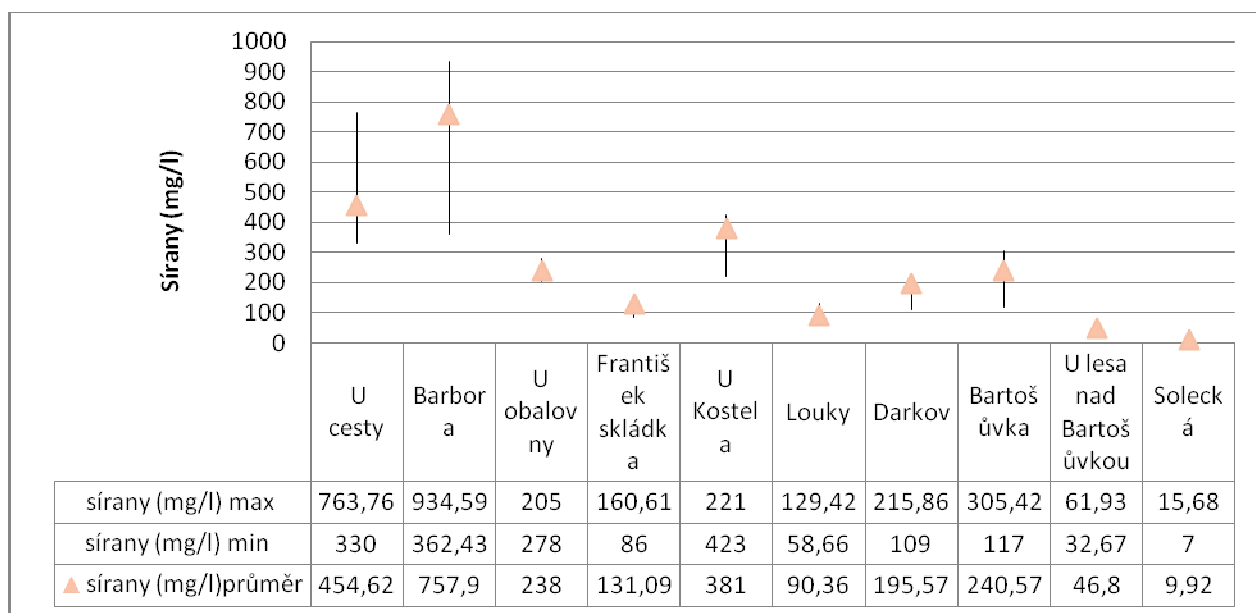
Graf 6 Obsah Mg na jednotlivých lokalitách

Při analýze obsahu chloridů všech deseti lokalit nebyly zjištěny u devíti z nich významné rozdíly. Extrémně odlišné hodnoty byly naměřeny u ZPK U Obalovny – s maximem 1745 mg/l, oproti ostatním lokalitám s průměrnými hodnotami přibližně od 15 do 83 mg/l. nejnižší obsah chloridů byl naměřen na lokalitách Solecká a U lesa nad Bartošůvkou. Přesné údaje jsou uvedeny v tabulce hodnot u grafu 7.



Graf 7 Obsah chloridů na jednotlivých lokalitách

Vysoké hodnoty koncentrací vykazuje oproti ostatním ZPK lokalita Barbora u obsahu síranů. S hodnotami dosahujícími v maximu 934,59 mg/l 59x převyšuje hodnotu obsahu síranů lokality Solecká s nejnižším obsahem 15,68 mg/l ze všech lokalit (v maximu). Detailní hodnity jsou vyneseny v grafu 8.



Graf 8 Obsah síranů na jednotlivých lokalitách

Z výše uvedeného tedy vyplývá, že ze zkoumaných hydrochemických parametrů nejvíce od sebe odlišuje všech 10 lokalit obsah RL a s ním související konduktivita. Extrémně se oproti ostatním lokalitám vyčleňuje ZPK U Obalovny z hlediska obsahu chloridů a síranů, nejvyšší hodnoty má tento zvodnělý pokles také u obsahu Ca^{2+} a Mg^{2+} . Zkoumané lokality se výrazně neliší pouze v hodnotách naměřeného pH. Zhodnocení vztahů a korelací mezi hydrochemickými ukazateli a druhy vodních měkkýšů uvádí podkapitola 6.3 Analýza závislostí mezi malakocenózami a hydrochemickými parametry.

6.2 Charakteristika malakocenóz

Na zkoumaných 10 lokalitách bylo celkem zjištěno 12 druhů vodních měkkýšů, z toho 10 plžů a 2 mlži. Soupis nalezených druhů i počty jedinců jsou umístěny v Tabulce 3. V rámci jednotlivých lokalit nepřesáhl počet vyskytujících se druhů počet 7, nejčastěji pak bylo nalezeno na lokalitě 6 druhů (na čtyřech z deseti lokalit).

Z grafu 9 a tabulky 4 je patrné, že nejdominantnějšími druhy na zkoumaných lokalitách byly *Physella* cf. *acuta*, *Anodonta anatina*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Radix peregra* a *Stagnicola corvus*. Dva z těchto pěti druhů patří mezi druhy nepůvodní (*Potamopyrgus antipodarum* a *Physella* cf. *Acuta*).

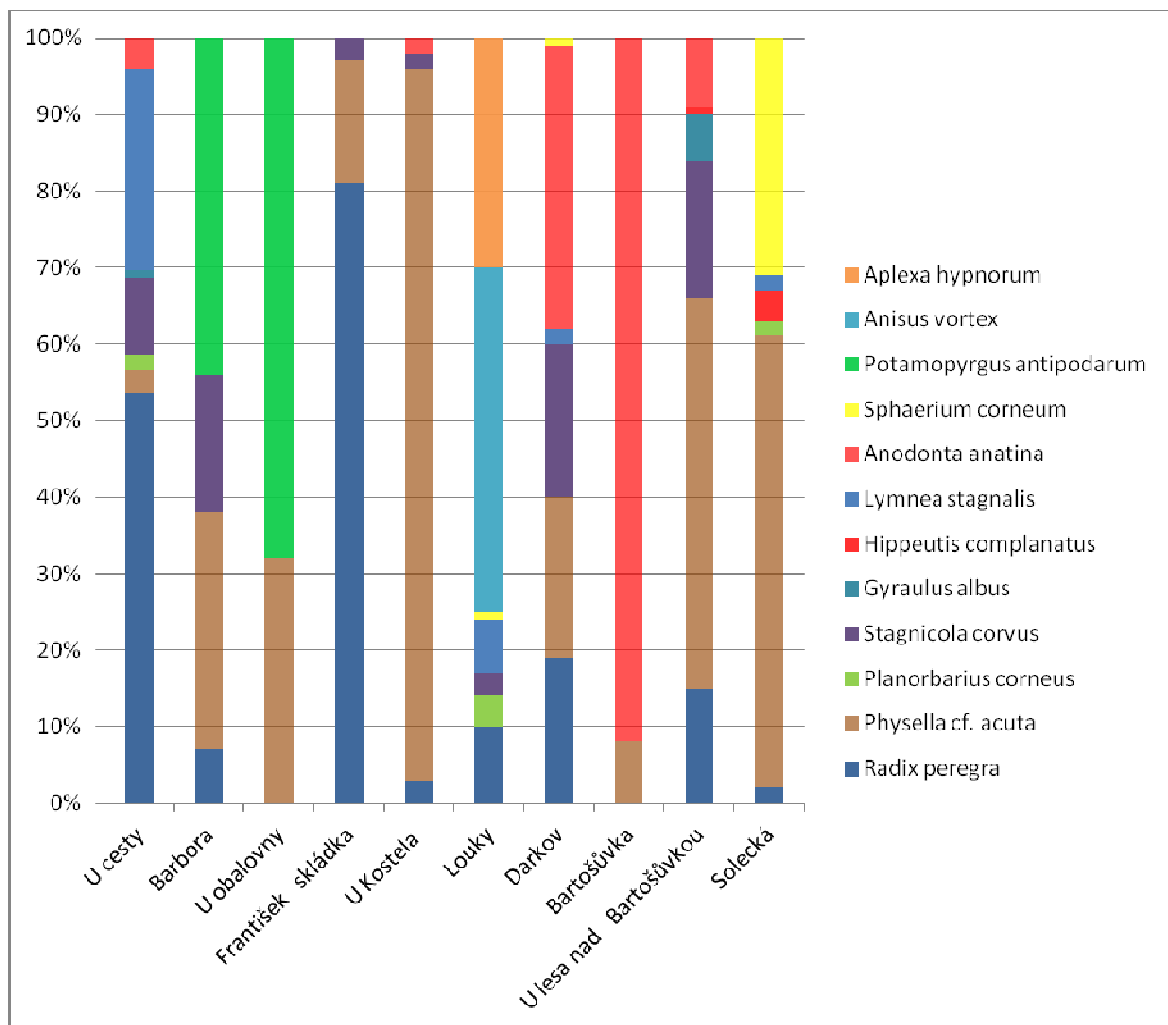
Tabulka 3 Seznam vodních druhů měkkýšů nalezených v ZPK

Ekologická skupina		Druh	Aerotyp	Ohrožení	Lokality									
					U cesty	Barbora	U obalovny	František skládka	U Kostela	Louky	Darkov	Bartošůvka	U lesa nad Bartošůvkou	Solecká
10	SGRV	<i>Radix peregra</i> (O. F. Müller, 1774)	palearktický	LC	85	24	0	25	12	14	44	6	101	1
		<i>Physella cf. acuta</i> (Draparnaud, 1805)	nepůvodní	NE	5	114	156	5	353	0	48	93	336	30
	SG	<i>Planorbarius corneus</i> (Linnaeus, 1758)	evropsko-západosibiřský	LC	3	0	0	0	0	6	0	0	0	1
		<i>Stagnicola corvus</i> (Gmelin, 1791)	palearktický	LC	16	67	0	1	9	4	46	5	116	0
		<i>Gyraulus albus</i> (O. F. Müller, 1774)	palearktický	LC	2	0	0	0	0	0	0	7	42	0
		<i>Hippeutis complanatus</i> (Linnaeus, 1758)	palearktický	LC	0	0	0	0	0	0	0	7	5	2
		<i>Lymnea stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	holarktický	LC	42	0	0	0	0	10	5	0	0	1

Tabulka 4 Seznam vodních druhů měkkýšů nalezených v ZPK, pokračování

Ekologická skupina		Druh	Aerotyp	Ohrožení	Lokalita									
					U cesty	Barbora	U obalovny	František skládka	U Kostela	Louky	Darkov	Bartošůvka	U lesa nad Bartošůvkou	Solecká
10	RV (SG)	<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus, 1758)	eurosibiřský	LC	6	0	0	0	7	0	86	1010	60	0
		<i>Sphaerium corneum</i> (Linnaeus, 1758)	palearktický	LC	0	0	0	0	0	2	3	0	0	16
		<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Gray, 1843)	nepůvodní	NE	0	160	337	0	0	0	0	0	0	0
	SGPD	<i>Anisus vortex</i> (Linnaeus, 1758)	evropsko-západosibiřský	LC	0	0	0	0	0	64	0	0	0	0
	PDt	<i>Aplexa hypnorum</i> (Linnaeus, 1758)	holartický	NT	0	0	0	0	0	43	0	0	0	0

Druh *Potamopyrgus antipodarum* byl nejdominantnějším druhem na lokalitách Barbora a U Obalovny, na ostatních lokalitách se však nevyskytoval naopak vůbec. Mlž *Anodonta anatina* se vyskytoval na polovině zkoumaných lokalit, patrně jsou však značné rozdíly v početnosti v rámci těchto lokalit (U Cesty, U Kostela, Bartošůvka, Darkov, U lesa nad Bartošůvkou).



Graf 9 Zastoupení druhů měkkýšů na jednotlivých lokalitách

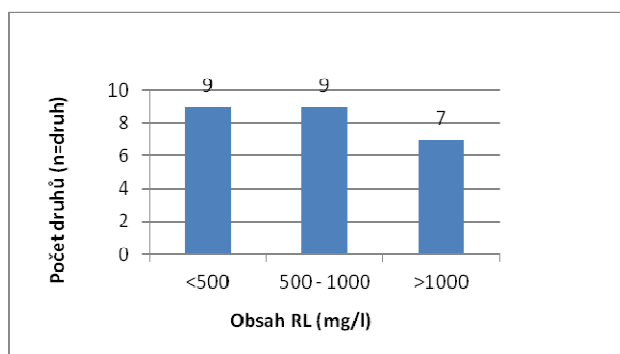
Z hlediska frekvence výskytu byly nejčastěji v rámci výzkumu na všech deseti lokalitách nalezeny druhy *Radix peregra*, *Physella cf. acuta* a *Stagnicola corvus*. Všechny tyto druhy můžeme dle Lososa (1984) zařadit do skupiny eukonstantních druhů. Nejméně často se naopak vyskytovaly druhy *Anisus vortex*, *Aplexa hypnorum* a *Potamopyrgus*

antipodarum, ačkoliv posledně jmenovaný druh patřil z hlediska dominance k eudominantním druhům. Ostatní nalezené druhy byly z hlediska celkového počtu jedinců na podobné úrovni (rozpětí hodnot 10 – 64 jedinců v rámci sledovaných lokalit, s frekvencí výskytu akcidentální či akcesorickou, s dominancí na úrovni tříd subrecedentní nebo recedentní). Detailní údaje o zhodnocení frekvence výskytu a dominance druhů v rámci sledovaných lokalit je možné nalézt v tabulce 4.

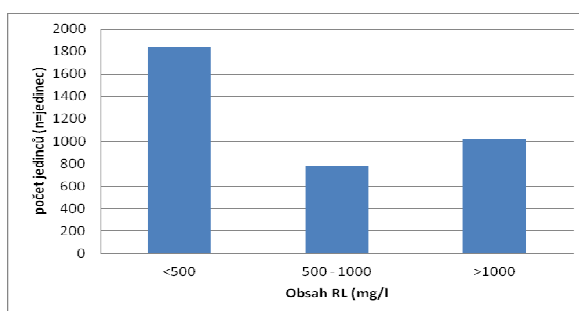
Tabulka 5 Zhodnocení dominance, frekvence a soupis počtu jedinců v rámci všech sledovaných lokalit

Druh	Počet jedinců celkem	Frekvence (%)	Dominance (%)
<i>Radix peregra</i>	312	90	8,5
<i>Physella cf. acuta</i>	1140	90	31,2
<i>Planorbarius corneus</i>	10	30	0,3
<i>Stagnicola corvus</i>	264	80	7,2
<i>Gyraulus albus</i>	51	30	1,3
<i>Hippeutis complanatus</i>	14	30	0,3
<i>Lymnea stagnalis</i>	58	40	1,5
<i>Anodonta anatina</i>	1169	50	32
<i>Sphaerium corneum</i>	21	30	0,5
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	497	20	13,6
<i>Anisus vortex</i>	64	10	1,7
<i>Aplexa hypnorum</i>	43	10	1,1
	3643		

Při výzkumu v rámci této disertací práce byly zjištěny značné rozdíly mezi výskytem druhů a jedinců v rámci zkoumaných lokalit. Grafy 10 a 11 znázorňují, že složení malakocenóz a počty jedinců v rámci druhů se velmi liší. Počet druhů klesá se vzrůstající salinitou (Graf 10) a počet jedinců vykazuje nejvyšší hodnoty v nejnižší kategorii <500 mg/l (Graf 11), nejvíce jedinců v rámci všech zkoumaných lokalit se sice shodně nacházelo v ZPK s hodnotami do 500 mg/l, v další třídě s rozmezím hodnot salinity 500 – 1000 mg/l došlo k prudkému poklesu počtu jedinců (viz Graf 11). S dále se zvyšující salinitou (nad 1000 mg/l) pak dochází opět k pomalému nárůstu počtu jedinců.

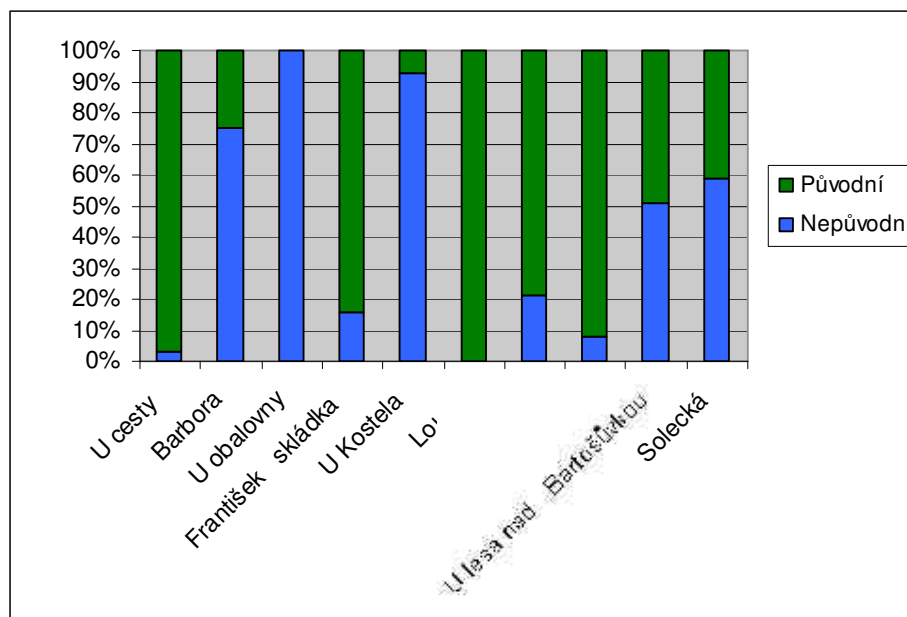


Graf 10 Výskyt počtu druhů v jednotlivých třídách zasolení



Graf 11 Výskyt počtu jedinců v jednotlivých třídách zasolení

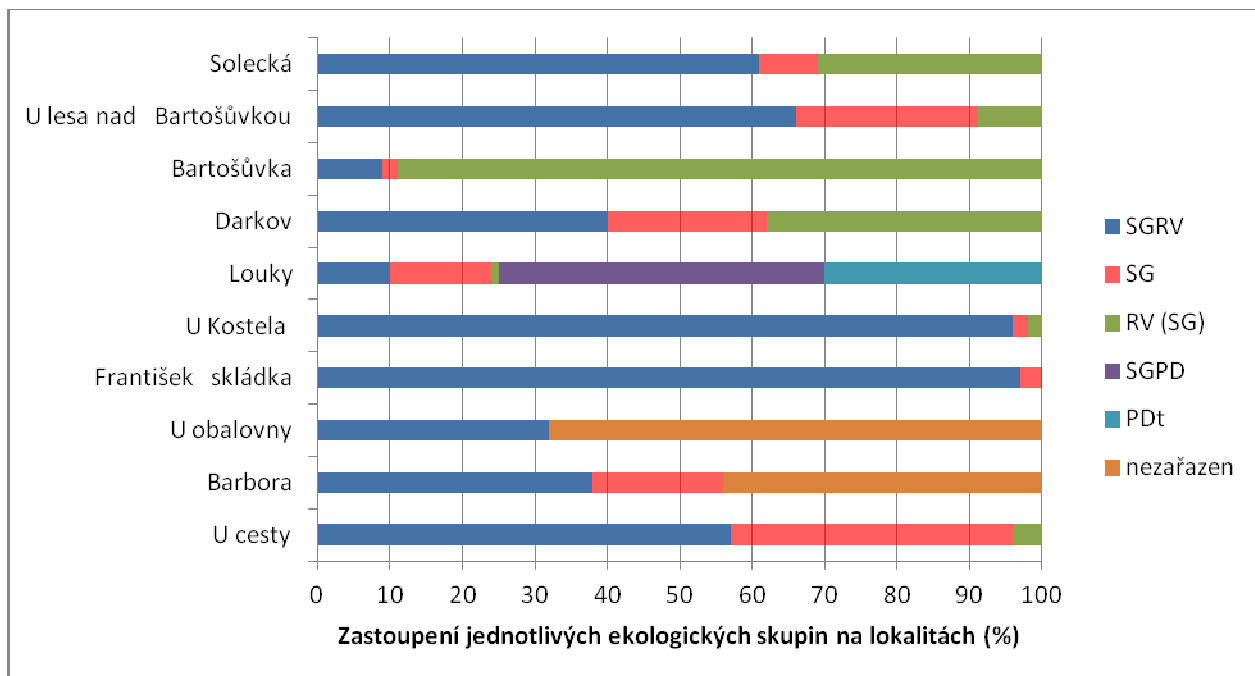
Na sledovaných lokalitách byly nalezeny jak druhy původní (v České republice přirozeně se vyskytující), tak druhy nepůvodní (tzn. zavlečené). Rozložení těchto dvou skupin na všech sledovaných lokalitách zobrazuje Graf 12. Lokalitu Louky můžeme označit jako jedinou z lokalit, na které byly nalezeny pouze původní druhy vodních měkkýšů. Na ostatních 9 lokalitách se vždy vyskytoval alespoň jeden nepůvodní druh. Nejmarkantnější zastoupení nepůvodních druhů vykazovaly lokality U Obalovny (zde se dokonce vyskytovaly pouze druhy nepůvodní), dále pak sestupně lokality U Kostela a Barbora. V rovnovážném poměru, tedy zhruba polovina druhů původních a polovina druhů nepůvodních se vyskytovala na poklesech Solecká a U lesa nad Bartošůvkou. Původní druhy dominovaly na lokalitě U cesty, Bartošůvka, František skládka a Darkov.



Graf 12 Zastoupení původních a nepůvodních druhů na jednotlivých lokalitách

I přesto, že je práce zaměřena pouze na vodní druhy měkkýšů, zajímavé výsledky je možné získat také z rozložení jednotlivých druhů do podskupin ekoelementů dle Ložka (1964) a Lisického (1991). Nejčastěji se na všech lokalitách vyskytovala podskupina SGRV (druhy přechodné, preferující stojaté vody a dobře snášející proud tekoucích vod), dominantní byla tato podskupina na lokalitách František skládka, U Kostela, U lesa nad Bartošůvkou, Solečká a U cesty. Dále se hojně vyskytovaly druhy podskupiny RV (SG), jež jsou antagonistickými k předešlé skupině (tzn. druhy přechodné, jež preferují tekoucí vody a velmi dobře snášejí vody stojaté), a to konkrétně na lokalitách Bartošůvka (kde jednoznačně dominovaly oproti ostatním podskupinkám), Darkov a Solečká. Podskupina ekoelementů seskupující druhy stojatých vod se vyskytovala nejvíce na lokalitě U cesty a U lesa nad Bartošůvkou. Na lokalitách s nevyšším stupněm zasolení - U cesty a Barbora, se v nejvyšší míře vyskytoval druh nepůvodní, *Potamopyrgus antipodarum*, u nějž není v rámci ČR podskupina ekoelementu doposud určena. Zajímavým výsledkem je výskyt podskupiny SGPD na lokalitě Louky. Tato podskupina ekoelementů sdružuje druhy vodních měkkýšů, jež preferují stojaté vody, označujeme je také jako druhy zarůstajících mokřadů a močálů. Podskupina ekoelementů SGPD se nevyskytovala na žádné jiné lokalitě,

stejně jako podskupina PDt (druhy periodických mokřadů). Rozložení všech výše zmiňovaných podskupin ekoelementů v rámci 10 sledovaných lokalit ilustruje Graf 13.



Graf 13 Zastoupení jednotlivých ekologických skupin měkkýšů na lokalitách

6.2.1 Přehled nalezených druhů

Níže jsou uvedeny a charakterizovány všechny nalezené druhy vodních měkkýšů, zpracováno dle publikací Beran (1998), Beran (2002) a Strzelec & Serafiński (2004), seřazeno dle Turner et al. (1998). Tato klasifikace byla vybrána s ohledem na návaznost na systém použitý v přehledu měkkýšů České republiky v publikaci Horsák et al. (2010). Kromě informací v textu níže byly vytvořeny přehledné grafy (zařazeny v přílohách, příloha 2) s ekologickými nároky druhů na jednotlivé sledované hydrochemické parametry vod ZPK. Vlastní autorčiny fotografie jednotlivých druhů jsou zařazeny v příloze 3.

Kmen: *Mollusca*

Třída: *Gastropoda*

Podtřída: *Prosoobranchia*

Nadřád: *Archaeogastropoda*

Řád: *Neotaenioglossa*

Nadčeleď: *Rissoidea*

Čeleď: *Hydrobiidae* Troschel, 1857

Podčeleď: *Potamopyrginae* H.B. Baker, 1928

Druh: *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843)

Jedná se o druh s častým výskytem ve vodních tocích, pískovnách a jiných vodních plochách vzniklých v souvislosti s těžbou či poddolováním. Méně často se nachází v regulačních nádržích či odstavených ramenech vodních toků. Na mnoha místech nejpočetnější vodní plž s hustotou výskytu přesahující i 10 000 jedinců na m². Tento druh je typickou ukázkou rychlé expance nepůvodního druhu v ČR. V rámci sledovaných ZPK byl tento druh nalezen na dvou z deseti lokalit, výskyt byl omezen pouze na místa s vysokým stupněm zasolení (U Obalovny, Barbora) nad 1000 mg/l RL a tedy i vyššími hodnotami konduktivity. Na lokalitě U Obalovny byla zjištěna také vysoká koncentrace chloridů (až 1745 mg/l v maximu), na druhé lokalitě výskytu – Barbora pak zvýšený obsah síranů (až 934 mg/l v maximu). Ani jeden z parametrů tedy pravděpodobně nebude patřit k

limitujícím faktorům výskytu tohoto druhu, velmi významná je hodnota obsahu RL, tedy salinita ZPK, což poukazuje na možné využití druhu jako bioindikátora zasolení v ZPK.

Potřída: *Pulmonata*

Nadřád: *Basommatophora*

Řád: *Hydrophila*

Nadčeleď: *Lymnaeoidea*

Čeleď: *Lymnaeidae* Rafinesque, 1815

Druh: *Stagnicola corvus* (Gmelin, 1791)

Druh obývá především stojaté vody (odstavená ramena a tůňe, rybníky), méně vodní nádrže či pískovny. Nalézt jej však můžeme také v pomaleji tekoucích částech vodních toků. *Stagnicola corvus* byla nalezena v rámci výzkumu této disertační práce na osmi z deseti lokalit. Snáší tedy velký rozptyl hydrochemických parametrů – zasolení 50 – 2000 mg/l, konduktivita 206 – 2530 $\mu\text{S/cm}$.

Druh se nevyskytoval pouze na lokalitách U Obalovny a Solecká. Příčina nebyla v rámci této práce objasněna, výsledky statistických analýz nevykázaly žádnou negativní korelaci s hydrochemickými parametry lokalit.

Druh: *Radix peregra* (O. F. Müller, 1774)

Beran (2002) ve své publikaci o vodních měkkýších České republiky uvádí, že se jedná o druh zejména pramenišť, pramenných stružek, vodních toků a drobných stojatých vod s chladnou, na živiny chudou a dobře okysličenou vodou. Výskyt tohoto druhu v ZPK byl zjištěn na devíti z desíti sledovaných lokalit, což poukazuje na toleranci druhu k různým hodnotám hydrochemických parametrů – zasolení (50 – 1300 mg/l), konduktivitě (206 – 2530 $\mu\text{S/cm}$).

Druh *Radix peregra* se nevyskytoval pouze na lokalitě U Obalovny, což může být způsobeno neschopností druhu snášet vysoký obsah chloridů, jedinež tento parametr odlišuje lokalitu U Obalovny od ostatních zkoumaných ZPK.

Druh: *Lymnea stagnalis* (Linnaeus, 1758)

Patří k druhům, jež zpravidla jako první osidlují menší, nově vzniklé či obnovené biotopy. Výčet biotopů, ve kterých se tento druh vyskytuje zahrnuje pomalu tekoucí vodní toky, rybníky, pískovny, odstavená ramena a tůň, méně často pak občasné vysychající tůň či příkopy. Výskyt druhu v rámci zkoumaných lokalit byl zjištěn na čtyřech (U cesty, Louky, Darkov a Solecká) z desíti z nich. Z hlediska zasolení se tedy vyskytuje na lokalitách jak s nízkým zasolením (do 500 mg/l) tak ve vysoce zasolených vodách (nad 1000 mg/l RL). Ve střední třídě však jeho výskyt zjištěn nebyl.

Nadčeď: *Physoidea*

Čeď: *Physidae* Fitzinger, 1833

Druh: *Aplexa hypnorum* (Linnaeus, 1758)

Jedná se o druh, jež podle Berana (2002) také velmi rychle osidluje obnovené nebo nově vzniklé biotopy. Dále jej můžeme najít v periodických tůň, mokřadech a na okrajích rybníků. Výskyt *Aplexy hypnorum* byl potvrzen pouze na jediné zkoumané lokalitě – Louky. Toto může být způsobeno faktem, že v minulosti byla na sledovaném poklesu rybníčná soustava SPR Loucké rybníky, a tudíž je zde možný zdroj diaspor z minulosti, jež v ostatních ZPK chybí. Lokalita Louky je obecně v rámci výzkumu shledávána jako mimořádná a vyčleňující se v rámci všech sledovaných lokalit. Obsah RL se zde pohybuje v rozmezí střední kategorie zasolení, tzn. 500 – 1000 mg/l.

Druh: *Physella* cf. *acuta* (Draparnaud, 1805)

Druh vyskytující se v pískovnách, rybnících, vodních nádržích i vodních tocích, často silně znečištěných (Mácha 1971). Dále byl pozorován v posledních letech nárůst nálezů tohoto druhu v rezervoárech vzniklých v souvislosti s lidskou činností, zejména v souvislosti s těžbou. Tento fakt potvrzuje také současný výzkum v rámci této disertační práce – druh byl nalezen na devíti z desíti sledovaných lokalit. Jeho výskyt nebyl zjištěn pouze na lokalitě Louky. Ve vztahu k salinitě vod ZPK lze označit druh *P. cf. acuta* jako velmi odolný (výskyt v rámci všech 3 tříd zasolení), rovněž statistické analýzy prokázaly pozitivní korelaci s obsahem RL. S ohledem na výskyt ve všech zvolených třídách zasolení

v rámci této disertační práce není možné tento druh označit jako potenciálně vhodný k bioindikaci, jedná se o druh s širokou ekologickou valencí vzhledem k parametru obsah RL.

Nadčeleď: *Planorboidea*

Čeleď: *Planorbidae* Gray, 1840

Druh: *Anisus vertex* (Linnaeus, 1758)

Druh obývá odstavená ramena a tůňe, rybníky, pískovny a lze ho nalézt i v pomaleji tekoucích tocích. V posledních letech bylo pozorováno v ČR jeho pozvolné šíření. V rámci aktuálního výzkumu byl druh nalezen pouze na jedné lokalitě – Louky, stejně jako druh *Aplexa hypnorum*, přičemž příčiny mohou být shodné. Obsah RL se zde pohybuje v rozmezí střední kategorie zasolení, tzn. 500 – 1000 mg/l.

Druh: *Gyraulus albus* (O. F. Müller, 1774)

U tohoto druhu opět Beran (2002) zdůrazňuje, že jej často nalezneme ve vodních útvech, vzniklých v souvislosti s těžbou, dále pak v rybnících, odstavených ramenech řek, ale i omalu tekoucích tocích. V nově vybudovaných či obnovených biotopech patří velmi často k prvním druhům, které tyto plochy osidlují. V rámci sběrů 2010 – 2011 v ZPK na Karvisnku byl druh nalezen na třech lokalitách z deseti sledovaných. Dvě z nich patří do kategorie nejméně zasolených (do 500 mg/l RL, Bartošůvka a U lesa nad Bartošůvkou), dále byl výskyt potvrzen na lokalitě U cesty, jež je naopak řazena k lokalitám se stupněm zasolení nad 1000 mg/l RL. Jedná se tedy o druh s širokou ekologickou amplitudou k obsahu RL (zasolení) v ZPK.

Druh: *Hippeutis complanatus* (Linnaeus, 1758)

Druh se typicky vyskytuje v odstavených ramenech toků, tůních a rybnících, méně často v jiných typech biotopů (pískovny apod.). Jeho výskyt v ZPK Karvinska byl potvrzen pouze na lokalitách s nízkým stupněm zasolení dle zařazení v této práci (do 500mg/l) – Bartošůvka, U lesa nad Bartošůvkou a Solecká. Druh je tedy možné označit jako druh s omezením výskytu ve vodách ZPK s mezní hodnotou obsahu RL okolo 500 mg/l. Statistické analýzy však nepotvrdily negativní korelace mezi obsahem RL a výskytem *H. complanatus* v ZPK.

Druh: *Planorbarius corneus* (Linnaeus, 1758)

Druh odstavených ramen toků, tůní, rybníků, ale i pomalu tekoucích říček. Sporadicky se *Planorbarius corneus* vyskytoval pouze na třech sledovaných lokalitách (Solecká, Louky, U cesty) s různým stupněm zasolení (zastoupeny všechny 3 vyčleněné kategorie). Jeho výskyt tedy bude pravděpodobně ovlivňovat jiný hydrochemický parametr a jedná se tedy o druh s širokou ekologickou valencí vzhledem k parametru obsah RL.

Třída *Bivalvia*

Podtřída: *Palaeoheterodonta*

Řád: *Unionoidae*

Nadčeleď: *Unionoidea*

Čeleď: *Unionidae* Rafinesque 1820

Podčeleď: *Anodontinae* Rafinesque, 1820

Druh: *Anodonta anatina* (Linnaeus, 1758)

Výskyt druhu rozmanitý, od vodních toků a menších potůčků, přes kanály, odstavná ramena, tůně a rybníky, až po vodní plochy vzniklé v souvislosti s těžbou. Jedná se o nejrozšířenější druh z našich velkých mlžů. V rámci výzkumu v ZKP nalezen na pěti lokalitách, vesměs s nízkým zasolením do 500mg/l (Bartošůvka – nalezeno přes 1000 jedinců, U lesa nad Bartošůvkou), méně pak ve střední kategorii zasolení (Darkov a U kostela), pouze 6 jedinců bylo nalezeno za dvouletý sběr na lokalitě U cesty (míra zasolení nad 1000 mg/l RL. Statistické analýzy nevykázaly žádnou statisticky významnou korelaci s obsahem RL. Na základě nálezů v ZPK můžeme říci, že se zvyšující se salinitou klesá početnost jedinců druhu *A. anatina* v rámci populace, mezní hodnota pro výskyt druhu nebyla v rámci práce určena.

Podtřída: *Heterodonta*

Řád: *Veneroida*

Nadčeleď: *Sphaeroidea*

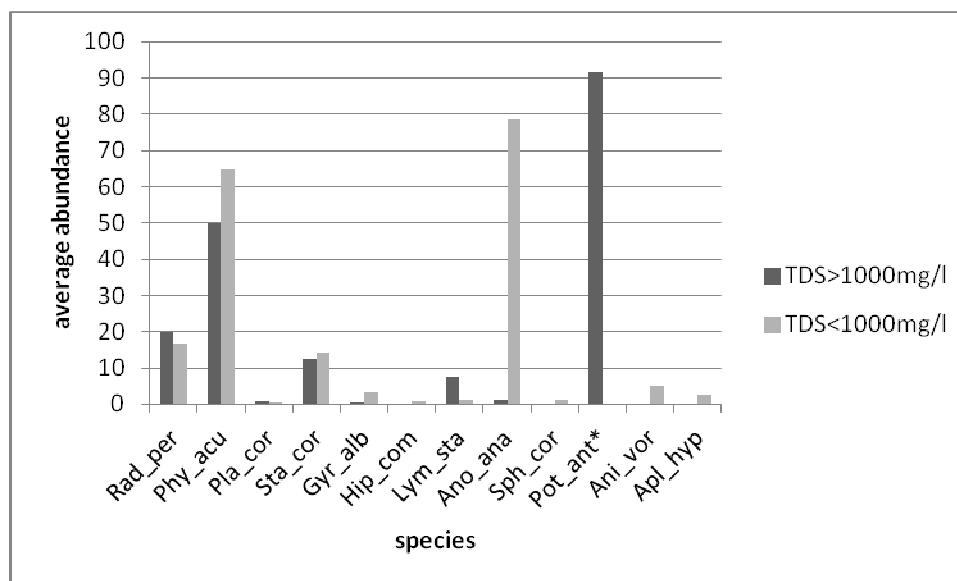
Čeleď: *Sphaeriidae* Jeffreys, 1862

Druh: *Sphaerium corneum* (Linnaeus, 1758)

Vyskytuje se v na živiny bohatších, často až organicky znečištěných vodních tocích, kanálech, odstavených ramenech, tůních, ale i rybnících. Na některých lokalitách vytváří i několikacentimetrové vrstvy na dně, což však ve zkoumaných ZPK nebylo pozorováno. V současné době dochází v souvislosti se znečištěním nádrží v ČR ke zvětšování populací tohoto druhu. Výskyt byl zjištěn pouze na třech lokalitách (Solecká, Louky, Darkov) s nízkým a středním stupněm zasolení, tzn. v rozmezí cca 50 – 1000 mg/l RL. Vyšší hodnoty mají pro druh pravděpodobně smrtící účinky.

6.3 Analýza závislostí mezi malakocenózami a hydrochemickými parametry

K vyjádření závislostí byly využity PCA a RDA analýzy v programu Canoco. Skupina ZPK s mírou zasolení vyšší než 1000 mg/l (lokality U cesty, Barbora, U Obalovny) vykazala významně rozdílné četnosti výskytu druhu *Potamopyrgus antipodarum* (Graf 14). Naopak nebyly zjištěny statisticky významné korelace mezi ekoelementy, počty druhů a hodnotami Shannonova indexy biodiverzity (tabulka 5).



Graf 14 Průměrná početnost druhů (average abundance) na jednotlivých lokalitách s hodnotami salinity vyššími než 1000 mg/l (TDS=RL>1000mg/l) a na lokalitách se salinitou nižší než 1000 mg/l (TDS=RL<1000mg/l), Druhy (species): Hip_com – Hippeutis complanatus, Ana_ana – Anodonta anatina, Ani_vor – Anisus vortex, Sph_cor – Sphaerium corneum, Apl_hyp – Aplexa hypnorum, Pla_cor – Planorbarius corneus, Lym_sta – Lymnea stagnalis, Rad_per – Radix peregra, Sta_cor – Stagnicola corvus, Phy_acu – Physella cf. acuta, Gyr_alb – Gyraulus albus, Pot_ant – Potamopyrgus antipodarum – Druhy označené * vykazují významně odlišnou abundanci mezi uvedenými skupinami lokalit ($p < 0.05$)

Nejmenší počet druhů byl nalezen na lokalitách s nejvyššími hodnotami zasolení, ale také s nejnižšími hodnotami zasolení (U Obalovny, Barbora – obsah RL průměrně nad 1000 mg/l, Sobecká – obsah RL průměrně 127,1 mg/l), podrobné informace je možné nalézt níže v tabulce 5.

Tabulka 6 Vztah mezi obsahem RL (mg/l), Shannonovým indexem diversity a vyrovnaností rozložení, počtem druhů (Num.Spec) na každé z lokalit

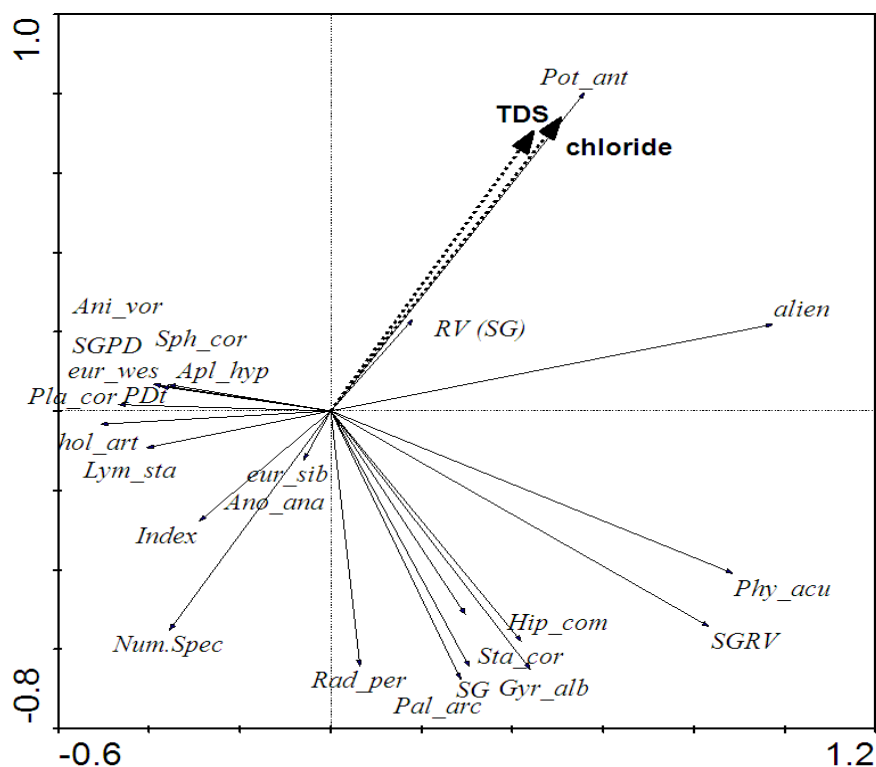
	Index	Evenness	Num.Spec.
U cesty	1,29	0,663	7
Barbora	1,19	0,858	4
U obalovny	0,623	0,899	2
František skládka	0,537	0,488	3
U Kostela	0,379	0,273	4
Louky	1,456	0,748	7
Darkov	1,419	0,792	6
Bartošůvka	0,457	0,255	6
U lesa nad Bartošůvkou	1,381	0,771	6
Solecká	0,739	0,673	3

Test korelací mezi hydrochemickými parametry a charakterem malakocenóz ukazuje silný vztah mezi salinitou vod, koncentrací chloridů a četností výskytu druhu *Potamopyrgus antipodarum*. Statisticky významné korelace byly dále zjištěny mezi salinitou, koncentrací chloridů a nepůvodními druhy vodních měkkýšů (tabulka 6).

Tabulka 7 Výsledky testů korelace mezi environmentálními faktory a charakterem malakocenóz (koeficient označen * je statisticky významný (p < 0.05))

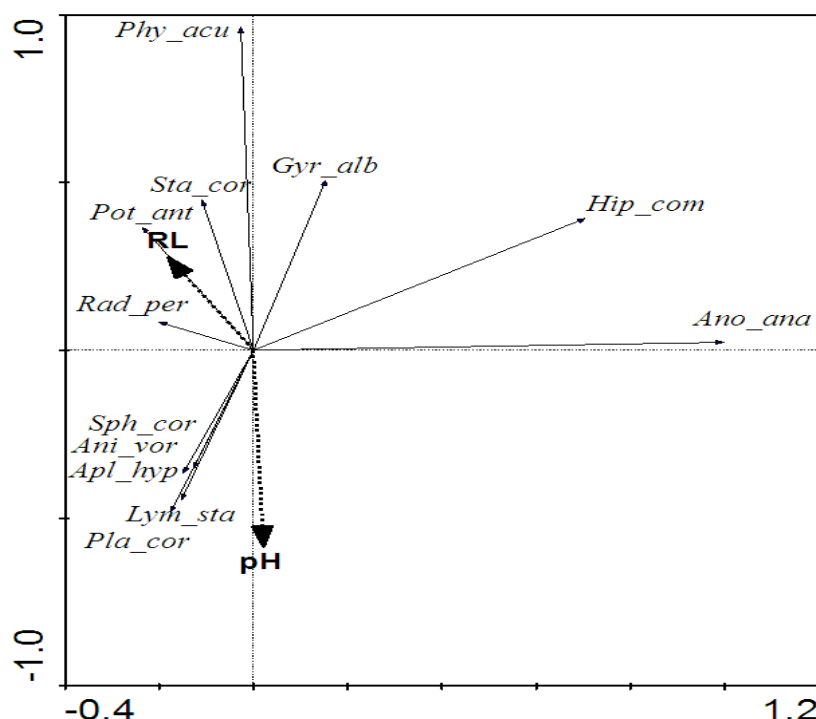
	TDS	chlorides	Pot_ant	alien
TDS	1	0,69*	0,9*	0,65*
chlorides	0,89*	1	0,85*	0,58*
Pot_ant	0,85*	0,90*	1	0,72*
alien	0,58*	0,65*	0,72*	1

Výsledky PCA analýzy ukazují, že salinita a obsah chloridů ve vodách ZPK pozitivně korelují s druhou a třetí ordinační osou a dohromady vysvětlují 22% proměnných.. Naopak nebyla zjištěna významná závislost mezi první ordinační osou, jež by vysvětlovala 65,3 % proměnných, tzn. že v rámci zkoumaných malakocenóz existují ještě takové proměnné (jež však nebyly v rámci výzkumu sledovány), jež korelují s výskytem malakocenóz ZPK nejvyšší měrou a ovlivňují tak její složení. Nejvýznamnější pozitivní korelace s analyzovanými hydrochemickými parametry (obsah rozpuštěných látek a chloridy) vykazuje dle analýzy PCA druh *Potamopyrgus antipodarum*. Negativní korelace naopak vykazuje s těmito parametry počet druhů malakocenóz a Shannonův index diverzity (viz tabulka 6). Čím vyšší je obsah RL v dané ZPK, tím méně bohaté malakocenózy zde můžeme nalézt.



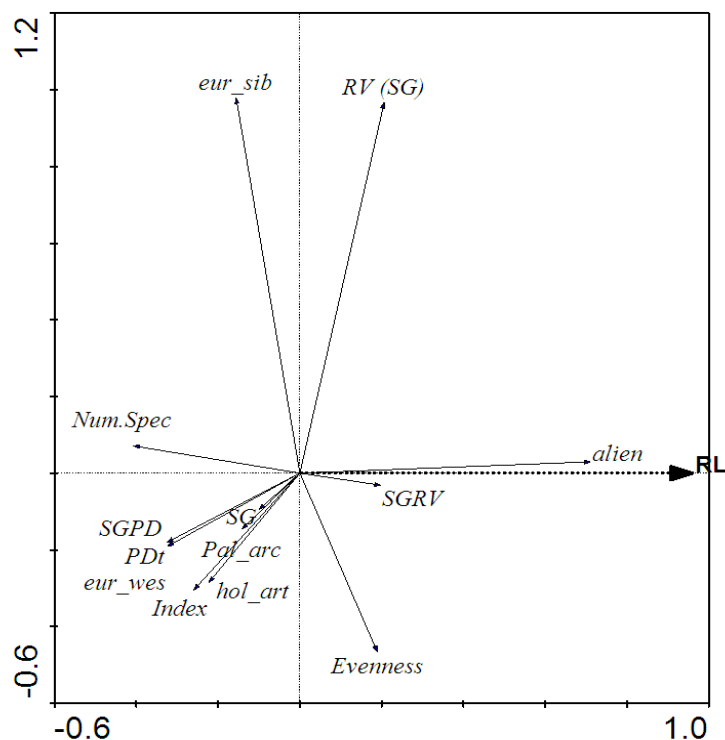
Obrázek 13 PCA ordinační analýza – korelace mezi druhy vodních měkkýšů, obsahem chloridů a salinitou (TDS, z angl. total dissolved substance=RL). Vysvětlivky zkratk: Hip_com – *Hippeutis complanatus*, Ana_ana – *Anodonta anatina*, Ani_vor – *Anisus vortex*, Sph_cor – *Sphaerium corneum*, Apl_hyp – *Aplexa hypnorum*, Pla_cor – *Planorbarius corneus*, Lym_sta – *Lymnea stagnalis*, Rad_per – *Radix peregra*, Sta_cor – *Stagnicola corvus*, Phy_acu – *Physella cf. acuta*, Gyr_alb – *Gyraulus albus*, Pot_ant – *Potamopyrgus antipodarum*, Ekologické skupiny: SGPD, PDI, RV (SG), SGRV, SG (vysvětleno v kapitole 4 Metodika)

Z hlediska naměřených hodnot pH bylo zjištěno, že pH naprosto neovlivňuje výskyt druhu *Physella cf. acuta* (viz obrázek 14), zatímco naopak pH vod ovlivňuje výskyt druhů *Planorbarius corneus*, *Lymnea stagnalis*, v menší míře pak druhy *Aplexa hypnorum*, *Anisus vortex* a *Sphaerium corneum*.



Obrázek 14 RDA analýza – korelace mezi druhy vodních měkkýšů, pH a obsahem RL. Vysvětlivky zkratk: Hip_com – *Hippeutis complanatus*, Ana_ana – *Anodonta anatina*, Ani_vor – *Anisus vortex*, Sph_cor – *Sphaerium corneum*, Apl_hyp – *Aplexa hypnorum*, Pla_cor – *Planorbarius corneus*, Lym_sta – *Lymnea stagnalis*, Rad_per – *Radix peregra*, Sta_cor – *Stagnicola corvus*, Phy_acu – *Physella cf. acuta*, Gyr_alb – *Gyraulus albus*, Pot_ant – *Potamopyrgus antipodarum*

Provedená analýza RDA potvrdila výsledky analýzy PCA. Pozitivně spolu korelují obsah RL a nepůvodní druhy vodních měkkýšů, zvyšující se obsah RL pak negativně koreluje s počtem druhů (viz obrázek 14). Také výsledky korelací mezi jednotlivými druhy a pH v rámci RDA analýzy jsou shodné s výsledky analýzy PCA. Negativní korelace byly zjištěny mezi pH a druhem *Physella cf. acuta*, pozitivní naopak u druhů *Lymnea stagnalis* *Planorbarius corneus* (zjištěny nejdelší gradienty), dále také u druhu *Aplexa hypnorum*, *Anisus vortex* a *Sphaerium corneum*. Pozitivně spolu taktéž koreluje druh *Potamopyrgus antipodarum* a hydrochemický parametr obsah RL (s nejdelším gradientem). Uvedené výsledky jsou znázorněny grafy RDA analýz na obrázcích 14 a 15.



Obrázek 15 RDA analýza - korelace mezi obsahem rozpuštěných látek (RL), ekologickými skupinami, početností (Evenness), počtem druhů (Num.Spec). Vysvětlivky zkratk: ekologické skupiny - SGPD, PDt, RV (SG), SGRV, SG (vysvětleno v kapitole 4 Metodika)

6.3.1 Identifikace bioindikativně využitelných druhů

Na základě výše uvedených analýz a zpracování výsledků do ekodiagramů můžeme označit 2 druhy vodních plžů, jež je vhodné využívat k indikaci stupně zasolení vod v ZPK, ale také v jiných sladkých povrchových vodách. Jedná se o druhy *Potamopyrgus antipodarum* a *Hippeutis complanatus*. Druh *Potamopyrgus antipodarum* vykazoval při analýzách statisticky významné korelace s hodnotami zasolení (tedy obsahem RL) nad 1000 mg/l, je tedy vhodným druhem k indikaci této a vyšších hodnot. Horní hranice pro jeho výskyt je v rámci této studie, provedené v ZPK na Karvinsku stanovena na hodnotě 7611,6 RL mg/l.

Druh *Hippeutis complanatus* byl nalezen na třech lokalitách sběru, všechny tyto lokality náleží do skupiny s nejnižšími hodnotami obsahu RL, tzn. do 500 mg/l. Ačkoliv

statistické analýzy neprokázaly statisticky významnou negativní korelaci s vysokými hodnotami obsahu RL v ZPK, můžeme na základě sběrů a vytvořených ekodiagramů usuzovat, že hodnoty nad 500 mg/l RL jsou pro tento druh limitující, a tedy je také potenciálně vhodný jako bioindikační druh sladkých povrchových vod s nízkými hodnotami obsahu RL (tedy zasolení).

7 Zhodnocení výsledků a diskuze

Znečištění vodních ekosystémů důlními vodami je problémem v Polsku, v Evropě a ve světě obecně (Jarvis & Younger 2000), a tedy také v České republice. V prostředí zvodnělých poklesových kotlin si tento problém uvědomujeme tím spíše, čím více jich v postprůmyslové krajině za posledních cca 40 let přibýlo.

Obecně jsou vody v ZPK považovány ve všech evropských oblastech svého výskytu (Anglie, Německo, Ukrajina, Česká republika a Polsko) za nepříznivé z hlediska výskytu vodních organismů na úrovni, podobné s referenční plochou (mokřad, myšleno také výskytem druhů mokřadních organismů), z důvodů špatné kvality vod (Strzelec a Serafiński 2004). Napovídají tomu také četné hydrochemické rozborů, provedené v těchto částech Evropy – v Polsku je provedla prof. Strzelec (1993), v Anglii Noll a Saake (1976) (in Puchalski 1985) a v Německu Puchalski (1985). Za příčinu takového špatného stavu kvality vod v ZPK jsou často označovány zdroje komunálního a průmyslového odpadu a suchý či mokřý spad zplodin z podniků, nacházejících se v blízkosti těchto vodních ploch (Strzelec a Serafiński 2004), což může mít vliv také na sledovaných lokalitách – v jejich blízkosti se nacházejí jak legální skládky komunálního odpadu (u lokality Solecká), tak tzv. černé skládky menších či větších rozměrů (František skládka, U cesty, Barbora). Velký vliv na chemismus vod v ZPK má samozřejmě také promísení s odpadními důlními vodami, jež jsou často vysoce zasolené (Konečná 2007, Pertile 2007, Raclavská & Škrobánková 2007, Strzelec et al. 2010) a využití hlušinového materiálu k modelaci tvaru těchto vodních těles. Strzelec a Serafiński (2004) uvádí naměřené hodnoty některých hydrochemických parametrů ZPK v polské části Horního Slezska, přičemž hodnoty některých parametrů pro ZPK v české části Horního Slezska se mírně liší. Kromě hodnot pH, jež si jsou velmi podobné (7 – 8,5), byly zjištěny na Karvinsku rozdílné hodnoty koncentrace Ca (při porovnání vyšší hodnoty), nižší obsahy Mg a u obsahu chloridů a síranů byly zjištěny velmi rozdílné hodnoty. Zatímco Strzelec a Serafiński (2004) uvádí maximální naměřené hodnoty pro obsah chloridů hranici 522 mg/dm³, na lokalitě U Obalovny maximální naměřené hodnoty dosahovaly 1745 mg/dm³(=mg/l) Podobná situace je u koncentrací síranů - Strzelec a Serafiński (2004) uvádí v ZPK v polské části Horního

Slezska koncentrace do 210 mg/dm^3 , tuto hodnotu překračují v průměrných naměřených hodnotách hned 4 zkoumané lokality (U cesty, Barbora, U Obalovny a Bartošůvka). Měření obsahu RL a konduktivity pravděpodobně nebylo v rámci studie Strzelec a Serafiński (2004) provedeno, není tedy možné srovnat výsledky.

V rámci disertační práce bylo studováno deset lokalit – zvodnělých poklesových kotlin. I přes to, že lokality mají mnoho shodných znaků, jako jsou například geneze, stáří (určeno na základě fytocenologického průzkumu, např. Pierzchala 2011, nepublikováno), průtočnost nebo zdroje genofondu, nalezneme mezi nimi také značné rozdíly, jež se týkají zejména jejich hydrochemie a aktuálně studovaného charakteru vodních malakocenóz.

Hydrochemické analýzy potvrdily závěry Konečné (2007), Raclavské & Škrobánkové (2007), Pertile (2007), (nejaktuálnější informace v práci Pierzchala 2011, nepublikováno), že přítomnost návozu hlušiny v příbřežní části ZPK má vliv na chemismus vod. Zvýšené hodnoty obsahu RL byly zjištěny zejména u lokalit U Obalovny, Barbora a U cesty. Jejich diferenciaci od zbývajících lokalit potvrdila také analýza podobnosti lokalit, jež je dokonce oddělila do samostatné skupiny. I když se návozy hlušiny, použité pro tvarování břehové oblasti ZPK, vyskytují na všech zkoumaných lokalitách, nevykazují všechny shodné údaje v koncentracích dalších zkoumaných parametrů, jako jsou zejména obsah RL, konduktivita, obsahy chloridů, síranů, vápníku nebo hořčíku. O zdroji těchto látek je vhodné nejen polemizovat, ale také provést další výzkumy a měření, jež osvětlí jejich původ. Níže bude diskutováno nejen složení vodních malakocenóz v ZPK na Krvinsku, ale také jeho korelace s chemismem vod v těchto reservoirách.

V úvodní části práce byla zmíněna evropská směrnice **Směrnice rady 2000/60/ES**, řešící ekologický stav vod. V roce 2011 provedl Pierzchala studium závislostí mezi hydrochemickými parametry a charakterem vegetace ZPK, právě na základě této směrnice. Lokality výzkumu se v osmi případech shodují s lokalitami této disertační práce (Louky, Darkov, U cesty, František skládka, Bartošůvka, U lesa nad Bartošůvkou – v práci Pierzchaly Pod lesem, Barbora, Solecká). V rámci práce Pierzchaly (2011, nepublikováno) bylo provedeno hodnocení ekologického stavu dle směrnice Směrnice rady 2000/60/ES, jež je uvedena jako základní legislativní podklad k hodnocení ekologického stavu objektů

ZPK také v úvodu této práce. Za lokality s nejlepším ekologickým stavem z hodnocených deseti označil Darkovské moře a Barboru. Pokud bychom hodnotili tyto lokality z hlediska druhové bohatosti vodních malakocenóz, podporoval by hypotézu Pierzchaly (2011, nepublikováno) o dobrém ekologickém stavu výsledek ze ZPK Darkov - nález 6 druhů (druhý nejvyšší počet druhů na lokalitě) vodních měkkýšů, lokalita Barbora patřila z hlediska složení vodní malakocenózy spíše k méně pestrým.

Fauna vodních druhů měkkýšů ve zvodnělých poklesových kotlinách je obecně považována za chudou (Strzelec & Serafiński, 2004). Důraz na pestré druhové složení malakofauny v ZPK a na snahu o její zachování nastavením optimálních podmínek pro její vývoj by měl být kladen zejména s ohledem na to, že vodní ekosystémy s malou rozmanitostí se vyznačují menší resistencí (Walker et al. 1999; Folke et al. 2004). Zajištěním optimálních podmínek pro rozvoj vodních malakocenóz můžeme položit základy pro rozvoj dalších skupin organismů, jež na výskytu kmene *Mollusca* závisí přímo nebo nepřímo (plazi, obojživelníci, ptáci i savci).

V rámci **malakozoologických studií, zaměřených na vodní malakofaunu ZPK** byl potvrzen výskyt pouze 6 druhů v Anglii (Adams & Robin 1988), na území Horního Slezska (v Polsku) 18 druhů (Strzelec 1993), později po dalších terénních průzkumech (Strzelec et al. 2010) dokonce 19 druhů, avšak v nádržích, vyskytujících se v blízkosti odvalů byl potvrzen výskyt pouze 6 druhů vodních měkkýšů (rovněž v Horním Slezsku, v polské části). Mnoho autorů (Adams a Robbin 1988, Canton a Ward 1981, Collinson et al. 1995, Williams et al. 2004, Wood et al. 2001, Lewin 2001) ve svých studiích však poukazuje na fakt, že antropogenicky vzniklé sladkovodní biotopy jsou často hodnotnými refugii pro některé vzácné a ohrožené druhy jak rostlin, tak živočichů a recipient pro různé druhy nepůvodních druhů, mezi mnohými obzvláště plžů. Tato tvrzení ve své studii potvrzuje také autorka Michalik – Kucharz (2008), jež provedla v letech 1998 – 2002 rozsáhlejší studii zaměřenou přímo na výskyt a rozšíření sladkovodních druhů měkkýšů v bývalých zatopených objektech těžby písku, jílu, přehradních nádržích, ale také poklesech v postprůmyslové oblasti – Horním Slezsku (polská část). Dále provedli podobný výzkum se stejnými závěry Lewin & Smólini (2006) – výzkum vodních malakocenóz v postindustriálních reservoárech v Horním Slezsku 1993 – 2005. V závěru

práce uvádí, že provedené výzkumy dokazují, že sladkovodní druhy plžů se vyskytují v antropogenicky vzniklých vodních nádržích celkem často.

Během sběrů Lewin a Smoliňského (2006) bylo nalezeno celkem 31 druhů vodních měkkýšů, z toho 26 druhů bylo nalezeno právě v ZPK. Bohužel není z uvedených údajů zřejmé, které druhy z uváděných 26 vodních plžů byly nalezeny právě v oblasti navazující na zkoumané lokality Horního Slezska, není tedy možné výsledky detailně porovnat. V závěru studie je pouze uvedeno (výsledky na základě statistické analýzy), že se v průměru nejméně druhů vodních měkkýšů vyskytovalo právě v ZPK, což by mohlo znamenat, že se výsledky přibližně shodují s nalezeným počtem 12 druhů v rámci současného terénního výzkumu k této disertační práci.

Souhrnné výsledky v práci Strzelec et al. (2010), jež se zabývá celkovou biologií povrchových vod, uvádí autoři výčet typických druhů vodních plžů zvodnělých poklesových kotlin polského Horního Slezska – jedná se o druhy *Radix balthica* (jež je nejčastěji se vyskytujícím druhem také v ZPK v Anglii), *Lymnea stagnalis* a nepůvodní druhy *Potamopyrgus antipodarum* a *Physella* cf. *acuta*. Z aktuálních výsledků terénních prací provedených autorkou v letech 2010 – 2011 v rámci této DP na 10 lokalitách na Karvinsku vyplývá, že pro ZPK v české části Horního Slezska jsou typickými (nejvíce dominujícími a nejčastěji se vyskytujícími) představiteli vodní malakofauny druhy *Anodonta anatina*, *Physella* cf. *acuta*, *Potamopyrgus antipodarum* a *Radix peregra*, často se vyskytuje také druh *Stagnicola corvus*.

Za nejzajímavější nález z výše jmenovaných vzhledem k výsledkům v Polsku lze považovat druh *Anodonta anatina*, jež nebyl v rámci výzkumů v polských ZPK vůbec evidován. Na území České republiky je výskyt tohoto druhu velmi četný zejména v oblastech větších řek a jedná se zároveň o nejrozšířenější druh velkého mlže. Rozhodně se nejedná o ustupující druh (Beran 2002). Pro určení příčiny jeho absence v polských ZPK by bylo vhodné porovnat hydrochemii vod v reservoárech na území obou států. Z aktuálního výzkumu můžeme pouze zdůraznit, že tento druh byl nalezen vždy v ZPK s bahnitým dnem s přítomností částečně rozložených organických zbytků, je tedy možné, že v ZPK v polské části Horního Slezska jsou odlišné podmínky v bentální části litorálu.

Hojný výskyt druhů *Radix peregra* a *Stagnicola corvus* je podle autorů Strzelec a Serafińskiego (2004) v ZPK v Polsku běžný ve zkoumané oblasti (Horní Slezsko), tyto 2 druhy můžeme tedy označit za obecně typicky se vyskytující ve zvodněných poklesových kotlinách střední Evropy (Česká republika, Polsko).

V rámci výzkumu této DP se potvrdila v literatuře několikrát zmiňovaná teorie, že nepůvodní invazivní druhy vodních plžů *Potamopyrgus antipodarum* a *Physella* cf. *acuta* úspěšně osidlují nové vodní biotopy, vzniklé v souvislosti s lidskou činností, tedy také ZPK. Jedná se o druhy s širokou ekologickou amplitudou k mnoha hydrochemickým parametrům (*Physella* cf. *acuta*) nebo o druhy, jež vyžadují specifické podmínky (vysoké zasolení - *Potamopyrgus antipodarum*) vzhledem ke svému původnímu přirozenému biotopu.

Na markantní **výskyt nepůvodních druhů vodních měkkýšů v ZPK** poukazuje řada autorů, zejména po provedených terénních sběrech z polské části Horního Slezska (Strzelec & Krodkiewska 1994, Strzelec & Serafiński 1996, Michalik – Kucharz et al. 2000, Strzelec & Serafiński 2004, Lewin & Smólini 2006, Michalik – Kucharz 2008). Nejdiskutovanějším druhem nepůvodního vodního plže v ZPK je bezesporu *Potamopyrgus antipodarum*, jeho výskyt mnozí z výše uvedených autorů dokonce označují jako invazivní (např. Strzelec & Serafiński 1996). Lewin & Smólini (2006) ve své studii uvádí, že výskyt tohoto druhu je spojen s alespoň mírně tekoucí vodou s vyššími hodnotami konduktivity, Costil et al. (2001) dokonce označují tento druh za charakteristický pro vody s významně zvýšenými hodnotami konduktivity. Výsledky disertační práce tato tvrzení jednoznačně potvrzují. Druh *Potamopyrgus antipodarum* byl nalezen výhradně na lokalitách s vysokými hodnotami jak konduktivity, tak obsahu RL (U Obalovny, Barbora), analogicky. Tento druh je tedy možné označit za potenciálně vhodný k indikaci vysokého zasolení (obsahu RL), nad 1000 mg/l v ZPK.

Na základě aktuálních sběrů můžeme také předpokládat, že tento druh není schopen koexistovat s mnoha jinými druhy (nalezen současně pouze s druhem *P. cf. acuta*) a je tedy možné, že ostatní druhy jsou tímto druhem vytlačovány, případně existují jiné příčiny toho, že se na lokalitách nevyskytují další druhy (predátor, nepřítomnost vhodné potravy apod.).

Pro tato tvrzení však neexistují statisticky podložené analýzy a je tedy vhodné se tímto tématem nadále zabývat.

Absenci výskytu druhu *Radix balthica* v ZPK Karvinska si lze vysvětlit jednak omezením jeho areálu výskytu v severozápadní Evropě, jednak také jeho nároky na obývaná stanoviště. Tento druh upřednostňuje před stojatými vodami mírně tekoucí říčky anebo dokonce také zavlažovací kanály (Glöer 1998), podmínky v ZPK se tedy poněkud liší.

Rozdíly mezi pracemi většiny polských autorů a předkládanou DP můžeme hledat a nalézt také v použité **metodice sběru**. Zatímco polské studie byly metodicky oproštěny od vlivu zkušeností autorů s prací v terénu náhodným umístováním sběrných čtverců na lokalitě, sběry z Karvinska mohou být ovlivněny zkušenostmi autorky. Použití metodiky AOPK ČR bylo zvoleno vzhledem k tomu, že autorka textu tuto metodiku využívala již dříve při svých pracích v terénu, avšak tato metodika byla vypracována za účelem získání inventarizačních dat o výskytu druhů, zanedbávajíc možné údaje o počtu jedinců na lokalitě, sebraných za určitou časovou jednotku. Místa sběru byla vybírána také s ohledem na zkušenosti sběratelky, tedy zahájena a soustředěna na vytipovaných místech v rámci lokality (vesměš v závislosti na vyskytující se vegetaci emerzního charakteru). Této chyby je potřeba se při dalších průzkumech ZPK na Karvinsku vyvarovat a doplnit do metodiky například výše zmiňovaný postup náhodného umístování čtverců, prosévání sedimentů apod.

V souvislosti s rozdíly ve složení vodních malakocenóz na území české a polské části Horního Slezska se nabízí otázka, zda také hydrochemické parametry vykazují značné rozdíly a tím pádem je možné označit parametr, který tyto rozdíly způsobuje.

Práce se tedy dále zaměřuje nejen na složení vodních malakocenóz a jejich porovnání s výskytem druhů ve světě, s důrazem na ZPK (zejména v sousedícím polském Horním Slezsku), ale také na **jednotlivé chemické parametry**, jež souvisejí s výskytem vodních měkkýšů (pH, obsah RL, konduktivita, koncentrace Ca, Mg, Cl⁻, SO₄²⁻) a zasolením vod v ZPK.

Z hlediska hodnocení závislosti měřeného **pH** a složení malakocenóz vodních druhů v ZPK byly potvrzeny výsledky jiných autorů. Závislost mezi hodnotami pH a výskytem druhů byla prokázána například autory Lewin & Smólini (2006), Clark & Scruton (1997), dříve pak například Øklandem (1983) nebo Hermannem et al. (1993). Například Økland (1983) zjistil, že počet druhů vodních měkkýšů se postupně zvyšoval s nárůstem pH, a to od hodnoty pH 7.0. Shodné závěry při své studii vypořádal kromě výše jmenovaných také Bendell & McNicol. (1993). Ačkoliv není tato práce primárně zaměřena na hodnocení závislosti mezi hodnotami pH a malakocenózami v ZPK, vzhledem k faktu, že je závislost výskytu měkkýšů a pH v rámci mnoha studií prokázána a při hydrochemických analýzách bylo určeno také pH, byl tento parametr vod také zařazen do statistických analýz. Při terénních sběrech v letech 2010 – 2011 v rámci této disertační práce bylo zjištěno, že hodnoty pH se na deseti zkoumaných lokalitách výrazně nelišily jak mezi sebou navzájem, tak významně nekolísaly ani během roku. Hodnoty pH se pohybovaly na všech zkoumaných lokalitách v rozmezí 7,27 – 8,63, tedy v rámci hodnot neutrálních až mírně zásaditých. Toto je patrně způsobeno vyšším obsahem vápníku a hořčíku, jež je spojen s vymýváním z hlusiny použité při tvarování vodního tělesa (potvrzeno Pertile 2007, Konečnou 2007 a Raclavskou & Škrobánkovou 2007). Druhově nejbohatší složení malakocenózy vykazovaly lokality Louky a U cesty (shodně po 7 druhů na lokalitě), přičemž pouze u lokality Louky (kde byly naměřeny nejvyšší hodnoty pH) je možné tvrdit, že se výsledky shodují s výsledky autorů uvedených výše, čili že se se zvyšujícím pH stávají malakocenózy druhově bohatšími. Statisticky významné pozitivní korelace byly zjištěny mezi pH a druhy *Lymnea stagnalis*, *Planorbis corneus*, *Anisus vortex*, *Aplexa hypnorum* a *Sphaerium corneum*. Na výskyt těchto druhů má pH vod největší vliv. Výsledky potvrzují pozorování Øklanda (1990) o výskytu druhu *Planorbis corneus*, jež uvádí rozmezí výskytu druhu mezi hodnotami 6.0 a 8.8 a výsledky stejného autora o druhu *Aplexa hypnorum*, jež jej nenalezl pouze v rezervoárech s pH nižším než 6.6. U druhu *Lymnea stagnalis* byly doposud pozorovány spíše vazby na vegetaci (emerzní makrofyta) na stanovišti a koncentraci vápníku (Boycott 1936). U ostatních uvedených druhů nebyly doposud provedeny studie zaměřené na jejich vztah k pH vod. Oproti Strzelec & Serafińskému (2003), jež uvádí, že je druh výrazně závislý na hodnotách pH, nebyla zjištěna statisticky významná korelace mezi pH a druhem *Hippeutis*

complanatus. Jeho výskyt byl naopak pozorován na lokalitě Solecká, jež vykazovala minimální hodnotu pH 7,17, přičemž ve studii Strzelec & Serafińského (2004) je uveden výskyt pouze nad hodnotu pH 7,4. Negativní korelace byly zjištěny u druhu *Physella* cf. *acuta*, kdy analýzy ukázaly, že pH nemá na výskyt druhu žádný vliv. Významný vliv na tento druh byl pozorován v minulosti například u teploty vody v rezervoáru, kdy se druh vyskytoval v teplých vodách v blízkosti elektráren (Strzelec et al. 2010). Vzhledem k tomu, že se ve sledovaných lokalitách neobjevovaly extrémně nízké ani extrémně vysoké hodnoty pH, kromě potvrzení hypotéz autorů Lewin & Smóliniski (2006), Clarke & Scruton (1997) apod., nebyl pozorován významný vliv pH na vodní malakofaunu v ZPK. Toto je pravděpodobně zapříčiněno malými rozdíly naměřených hodnot pH v rámci sledovaných lokalit a také tím, že se hodnoty v ZPK nebyly ani extrémně kyselé, ani zásadité.

Se salinitou vod v ZPK přímo souvisí také **koncentrace vápníku a hořčíku**, jejichž hodnoty se zahrnují do hodnocení obsahu rozpuštěných látek. Na žádné ze sledovaných lokalit nebylo na základě provedených hydrochemických analýz zjištěno překročení povoleného limitu koncentrace (znečištění) vápníku a hořčíku v povrchových vodách dle Nařízení vlády č. 23/2011 Sb., naměřené hodnoty se pohybovaly v obou případech pod stanovenou hranicí (pro vápník 250 mg/l, hořčík 150 mg/l). Oproti jiným autorům však nebyly u provedených statistických analýz zjištěny statisticky významné korelace mezi výskytem měkkýšů a koncentrací vápníku a hořčíku, provedené analýzy byly zaměřeny na druhovou bohatost malakocenóz a jednotlivé parametry. Jedny z prvních analýz závislostí mezi koncentrací vápníku (přesněji tvrdostí vody) a složením vodních malakocenóz provedl britský malakozoolog Dussart (1976). Dle jeho studie jsou vody tvrdé, pokud koncentrace vápníku přesáhne hodnotu 40.0 mg/dm³, středně tvrdé v rozmezí koncentrací od 10.0 mg/dm³ do 40.0 mg/dm³ a měkké vody pak mají hodnoty pod 10.0 mg/dm³. Tuto klasifikaci využívají při hodnocení další autoři, jež se zabývají problematikou vztahů hydrochemických parametrů a složení vodních malakocenóz, mezi nimi také vápníkem (například Lewin & Smoliński 2006, Michalik – Kucharz 2008). Nejvíce druhů vodních měkkýšů se dle těchto studií vyskytuje ve tvrdých vodách vzhledem k Dussartově klasifikaci (tzn. nad 40.0 mg/dm³), například ve studii Lewin & Smoliński (2006). Jejich závěry potvrzuje také aktuální studie této disertační práce, kdy se nejvíce druhů

vyskytovalo ve tvrdých vodách (lokality U cesty a Louky, hodnoty koncentrací Ca celoročně nad 40.0 mg/dm³).

Jako druh se silnou závislostí na vyšší koncentraci vápníku ve vodách označuje Strzelec & Serafiński (2004) druh *Lymnea stagnalis*, *Radix peregra* (výskyt vzrůstá se zvyšující se tvrdostí vody, tzn. se zvyšující se koncentrací vápníku) a *Hippeutis complanatus*. Nejvyšší hodnoty koncentrace vápníku se vyskytovaly na lokalitách Barbora, U Obalovny a U kostela, kde se však vyskytoval z uvedených druhů pouze druh *Radix peregra* (24 jedinců v ZPK Barbora a U Kostela 12 jedinců, nejvyšší počet jedinců 85 na lokalitě U cesty s koncentrací vápníku v průměru okolo 85 mg/dm³).

Clenaghan et al. (1998) zjistili pozitivní korelace mezi denzitou měkkýšů a vápníkem ($r_s = 0,74$) a denzitou měkkýšů a konduktivitou ($r_s = 0,75$), Lewin (2001) zjistila pozitivní korelace mezi hustotou výskytu jedinců vodních plžů a zásaditostí (která je spojena s vyšším obsahem vápníků ve vodách) a hustotou jedinců vodních plžů a koncentrací chloridů. V práci Lewin & Smólini (2006) je dále poukázáno na asociaci mezi zásaditostí vod a faktem, že vyšší pH podporuje růst (a tedy navýšení zdroje potravy) - periphytonu, což může mít tedy nepřímý vliv na rozvoj přítomných populací vodních měkkýšů. Tato studie byla realizována přímo v postindustriálních rezervoárech v Horním Slezsku (polská část). Z výše uvedeného a vlastních pozorování tedy vyplývá, že koncentrace vápníku má spíše vliv na hustotu populací než na druhové složení malakocenóz, ale také že vyšší koncentrace vápníku (nad 40 mg/dm³) významně podporují vývoj bohatých malakocenóz. Role hořčíku není pravděpodobně pro rozvoj vodních malakocenóz v ZPK příliš významná, statistické analýzy nepotvrdily jeho vliv (pozitivní či negativní) na výskyt vodních druhů měkkýšů.

Hlavním cílem této disertační práce je zkoumání závislostí mezi **salinitou** vod v ZPK a charakterem vodních malakocenóz. Ze statistické analýzy korelací vyplývá, že zvyšující se salinita zapříčiněna zejména zvýšenou koncentrací chloridů způsobuje zvýšený výskyt nepůvodních druhů vodních měkkýšů, zejména druhu *Potamopyrgus antipodarum*. Tento druh vykazoval také významně vyšší hustotu výskytu ve všech ZPK s hodnotami salinity překračujícími 1000 mg/dm³. Výsledky PCA analýzy také ukázaly, že salinita ovlivněná obsahem chloridů není hlavní environmentální proměnnou

(faktorem), jež ovlivňuje složení vodních malakocenóz, ale i přesto významně ovlivňuje výskyt vodních druhů měkkýšů. Z tohoto důvodu by měl být brán při plánování hydrické rekultivace zřetel na hodnoty zasolení vod ZPK nejen s ohledem na vegetaci, ale také na vodní malakocenózy. Analogicky můžeme hodnotit také hodnoty **konduktivity**, jelikož mezi parametry salinita a konduktivita existuje přímá úměrnost.

Dále mnohorozměrná analýza ukázala, že **koncentrace chloridů** by mohla mít vážný vliv na biodiverzitu v ZPK (z důvodu korelace se snižujícím se počtem druhů na lokalitě a Shannonovým indexem). Nejnovější informace o vlivu salinity na biodiverzitu jsou shrnuty ve studii Kefford et al. (2011). Druhy měkkýšů, jež byly pozorovány v této studii, vykazovaly pouze 22% z počtu druhů oproti počátku měření v kategorii $<50 \mu\text{S}/\text{cm}$, což znamenalo 78% redukci v počtu druhů. Hodnota $<50 \mu\text{S}/\text{cm}$ koresponduje s hodnotou 33,5 mg/l RL avšak tato hodnota nebyla zjištěna na žádné ze sledovaných lokalit. Pokud výsledky Kefforda et al. (2011) porovnáme s výsledky výzkumu v rámci této disertační práce (a přepočteme hodnoty RL na konduktivitu v jednotkách $\mu\text{S}/\text{cm}$ dle Pawlowitze 2008), můžeme naopak pozorovat pokles v počtu druhů v ZPK až od hodnot 1100 mg/l RL (tzn. 1641,79 $\mu\text{S}/\text{cm}$), a to u lokalit Barbora a U Obalovny. Ve studii Kefforda et al. (2011) byla zjištěna zvyšující se biodiverzita malakocenóz v rozmezí hodnot salinity 50, 300 (= 201 mg/l RL) a 490 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (= 328,3 mg/l), což příliš nekorresponduje s aktuálními výsledky ze ZPK na Karvinsku.

Na základě získaných vlastních výsledků a zjištění dalších autorů, zabývajících se tematikou vztahů hydrochemie vod a složením vodních malakocenóz, zejména v ZPK, můžeme předložit nástin ideálních podmínek (hodnot některých sledovaných hodnot parametrů) pro vývoj druhově bohatých malakocenóz. V návaznosti na výsledcích ze sběrů vodních měkkýšů a hydrochemických rozborů, získaných v rámci této disertační práce můžeme říci, že optimální hodnoty pro vývin vodních malakocenóz s ohledem na obsah RL jsou ve vodách s hodnotami zasolení nad 500 mg/l s tím, že horní hranice se pohybuje okolo 1000 – 1200 mg/dm^3 RL. Zároveň však v rozmezí těchto hodnot klesá počet jedinců vyskytujících se druhů. Tyto výsledky jsou v rozporu se studií Kefforda et al. (2011), kde však bylo vzato v potaz více druhů makrobezobratlých, studie tedy nebyla zaměřena pouze na vodní malakofaunu.

Dílním úkolem této disertační práce bylo provést **testy ekotoxicity** podle metodiky Kefford et al. (2003), (2005a) na druhu *Physella* cf. *acuta*. a zjistit tak, zda závěry studií z Austrálie a Afriky se budou shodovat s výsledky shodné metodiky, provedené v Evropě na stejném druhu plže. V průběhu testů bylo zjištěno, že testovaní jedinci zemřeli již po prvních 24 hodinách ve všech studovaných koncentracích, jež jsou nad limitem hodnot, ve kterých se tento druh vyskytoval ve studovaných ZPK (10 mS/cm = 6700 mg/l, 15 mS/cm = 10 050 mg/l a 20 mS/cm = 13 400 mg/l). Při testech ekotoxicity levatky pro hodnotu 5 mS/cm = 3350 mg/l byla zjištěna mortalita až po 48 hodinách pobytu jedinců v lázni (3 jedinci) a po 72 hodinách úmrtí dalších 2 jedinců. Výsledky nejsou překvapující, v podstatě odpovídají reakci druhu v terénu. Jedinci byli sebráni z lokality, kde běžně podobné hodnoty zasolení snášejí, avšak o něco nižší (cca 500 mg/l), což pravděpodobně způsobilo jejich úhyn v delším časovém horizontu pobytu v lázni (72 hodin).

Provedená studie ekotoxicity druhu *Physella* cf. *acuta* tedy potvrzuje závěry jiných autorů (Kefford et al. 2003, 2005a, 2007), že tolerance druhu vůči salinitě v laboratorních podmínkách odpovídá jejich toleranci (naměřeným hodnotám obsahu RL) v přirozeném místě výskytu, tedy ve vodách ZPK. V rámci výzkumů v jiných částech světa byly tyto testy provedeny dále na několika desítkách bezobratlých, je tedy vhodné se touto problematikou zabývat i nadále, nejen v oblasti ZPK.

Závěry subletálních testů ekotoxicity v pracích Duncan 1966; Jacobsen and Forbes 1997; Kefford a Nugegoda 2005b se shodují, že vodní druhy plžů mají své životní optimum při středních hodnotách zasolení (tzn. v práci vyčísleno cca do 500 mg/l), s negativními následky (např. zpomalení růstu) při obsahu RL nižším nebo vyšším než tato hodnota. Podle vlastních současných výzkumů však záleží také na nárocích jednotlivých druhů, protože někteří vodní plži (jako například *Potamopyrgus antipodarum*) jsou schopni adaptovat se na vysoký stupeň zasolení povrchových vod nebo dokonce je upřednostňovat. Tyto druhy mohou být (jak bylo již uvedeno výše) dále označeny jako potencionálně vhodní bioindikátor vysokého zasolení vod v ZPK.

Mimo tato zhodnocení výsledků obsahuje práce přehledné grafy hodnotící nároky jednotlivých druhů nalezených vodních měkkýšů na hydrochemii vod, jež jsou zařazeny v příloze 2.

Rozsáhlejší průzkum vodních malakocenóz v ZPK v české části Horního Slezska,
zaměřený na vztah zasolení a některá další zajímavá témata je nezbytný.

8 Závěr

Cílem této disertační práce bylo určit, zda je možné využívat zástupce druhů kmene *Mollusca* (*Gastropoda* i *Bivalvia*) k hodnocení stupně zasolení vod v poklesových kotlinách. Průzkum byl proveden na Karvinsku (česká část Horního Slezska) na 10 vybraných lokalitách.

Na základě zhodnocení výsledků získaných při terénním výzkumu v průběhu doktorského studia byl vytvořen soupis nároků jednotlivých nalezených druhů vodních měkkýšů na stupeň zasolení (vyjadřováno jako celkový obsah rozpuštěných látek v mg/l) v poklesových kotlinách na Karvinsku, včetně grafického vyjádření v podobě ekologických diagramů. Do práce byly zařazeny a rovněž graficky vyjádřeny nároky druhů na další hydrochemické parametry vod souvisejících se salinitou a výskytem vodních měkkýšů – pH, obsah Ca, Mg, chloridů a síranů.

Provedený výzkum potvrdil predikci, že některé druhy vodních měkkýšů lze díky jejich vhodným bioindikačním vlastnostem využívat jako indikátory zasolení vod (nejen) v ZPK. Byly označeny 2 druhy vodních měkkýšů (*Potamopyrgus antipodarum* a *Hippeutis complanatus*) jež je možné prokazatelně využít k těmto účelům, u druhu *Potamopyrgus antipodarum* toto potvrdily také statistické analýzy.

Na základě aktuálních sběrů můžeme také předpokládat, že druh *Potamopyrgus antipodarum* není schopen koexistovat s mnoha jinými druhy (nalezen současně pouze s druhem *P. cf. acuta*) a je tedy možné, že ostatní druhy jsou tímto druhem vytlačovány nebo existuje jiný činitel (například absence vhodného zdroje potravy, ohrožení predátorem - ichtyofauna, apod.). Pro tato tvrzení však neexistují statisticky podložené analýzy a je tedy vhodné se tímto tématem nadále zabývat.

Dále můžeme na základě výsledků získaných v rámci této disertační práce říci, že optimální hodnoty pro vývin vodních malakocenóz jsou ve vodách s hodnotami zasolení nad 500 mg/l s tím, že horní hranice se pohybuje okolo 1000 – 1200 mg/l RL.

V laboratorní části práce byla provedena měření akutního účinku různých stupňů zasolení na druhu vodního plže *Physella* cf. *acuta* dle metodiky uvedené v práci Kefford et al. (2003 a 2005a) (ekotoxikologická měření). Získané informace byly porovnány s výsledky v Austrálii a Africe (studie Kefford et al. 2003, 2005a, 2007), přičemž naměřené hodnoty si navzájem zcela odpovídaly – při hodnotách zasolení vyšších než 10 mS/cm docházelo k usmrcení všech jedinců sledovaného druhu v prvních 24 hodinách testu. Při nižších hodnotách (5 mS/cm) došlo k úhynu 3 jedinců po 48 hodinách a dále 2 jedinců po 72 hodinách. U slepého vzorku nedošlo k úmrtí žádného jedince.

U ostatních sledovaných hydrochemických parametrů (pH, Ca, Mg, chloridy, sírany) nebyl zjištěn přímý statisticky významný vliv na složení vodních malakocenóz v ZPK.

Zvýšený obsah RL v ZPK je na základě studií hydrochemie vod v ZPK spojen zejména s použitím hlušiny k modelaci tvaru vodního tělesa. Při plánování a návrhu hydrické rekultivace by měl tedy být brán zřetel zejména na zamezení kontinuálního styku těchto násypů s vodou v rezervoáru nebo použit pro tento účel jiný materiál.

9 Publikační činnost

Pierzchala L., Kašovská K., Stalmachová B. The assessment of reclamations in the Upper Silesia subsidence reservoirs through the fyto and zoocenosis. In *The 11th International GeoConference, 20-25 June, 2011 Albena*. Vol. 3. s. 661 – 668. DOI: 10.5593/sgem.org.

Stalmachová B., Lacková E., Franková H., Kašovská K. European School for Brownfield Redevelopment – a New Master Study Course for Future Brownfield Manager of European Union. In *The 11th International GeoConference, 20-25 June, 2011 Albena*. Vol. 3. s. 1273 – 1276. DOI: 10.5593/sgem.org.

Kašovská K. & Kupka J., 2011: Měkkýši zrušené Státní přírodní rezervace Loucké rybníky (Slezsko, Česká republika). [Molluscs of the abolished reserve of the Loucké Rybníky ponds (Silesia, Czech Republic)]. – *Malacologica Bohemoslovaca*, 10: 68–72. Online serial at <<http://mollusca.sav.sk>> 11-November-2011.

Lacková, E.; Stalmachová, B.; Kupec, P.; Kašovská, K.; Čmielová, L. Concept of reclamation management of the ash pond Třinec (Czech republic). *12th International Multidisciplinary Scientific GeoConference*, 2012, v tisku.

10 Literatura

1. Adams, J., Robin, H.. 1988. The fauna of mining subsidence pools in Northumberland. Trans. Nat. Hist. Soc. Northumberland, 1988, 55:28 – 38.
2. Albrecht, M.-L. 1954. Die Wirkung der Kaliabwasser auf die Fauna der Werra und Wipper. Z. Fischerei NF, 3: 401- 426.
3. Bendell, B.E., McNicol, D.K. 1993. Gastropods from small northeastern Ontario Lakes: Their value as indicator of acidification. The Canadian Field – Naturalist 107, 267 – 272.
4. Beneš J., Kepka P., Konvička M. 2003. Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. Conserv. Biol. 17. 1058 – 1069.
5. Beran L. 1998. Vodní měkkýši ČR. 1. vydání, Metodika Českého svazu ochránců přírody č. 17, Vlašim: ZO ČSOP Vlašim, 113 pp.
6. Beran L. 2002. Vodní měkkýši České republiky – rozšíření a jeho změny, stanoviště, šíření, ohrožení a ochrana, červený seznam. [Aquatic molluscs of the Czech Republic – distribution and its changes, habitats, dispersal, threat and protection, Red List]. – Sborník přírodovědného klubu v Uh. Hradišti, Supplementum 10, 258 pp.
7. Berezina N.A. 2003. Tolerance of freshwater invertebrates to changes in water salinity. Rus J Ecol 34. 261-266.
8. Boycott, A.E. 1936. The habitats of freshwater Molluscs in Britain. J. Animal Ecol 5, 116 – 186.
9. Braukmann U. 1987. Zoozonologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. Ergebnisse der Limnologie 26. 355pp.
10. Bruce R.D. 1985. An up – and – down procedure for acute toxicity testing. Fundamentals and Applied Toxicology 5, 151 – 157.
11. Buchar J. 1983. Zoogeografie. SPN, Praha.
12. Burgis, M.J.; Morris, P. 1987. The Natural History of Lakes. Cambridge University Press. Cambridge.

13. Buszman B., Parusel J. B., Świerad J. 1993. Przyrodnicza wartość lesnych stawów w Tychach Czułowie Przeznaczonych na zwałowisko odpadów kopalni węgla kamiennego. Kształtowanie Środowiska Geograficznego i Ochrona Przyrody na Obszarach Uprzemysłowionych i Zurbanizowanych. WBiOŚ, WNoZ-U.Śl. Katowice, Sosnowiec. 8. 9-11.
14. Canton, S.P., Ward, J.V. 1981. Benthos and zooplankton of coal strip mine ponds in the mountains of northwestern Colorado, USA. *Hydrobiologia* 85, 23 – 31.
15. Chelmicki, W. 2002. Woda zasoby, degradacja, ochrona. Wydawnictwo naukowe PWN. Warszawa.
16. Clark, K. D., Scrutton, D. A. 1997. The benthic communities of stream riffles in Newfoundland, Canada and its relationship to selected physical and chemical parameters. *Journal of Freshwater ecology* 12 (1), 113 – 121.
17. Clark T.M., Flis B.J., Remold S.K. 2004. Differences in the effects of salinity on larval growth and developmental programs of a freshwater and a euryhaline mosquito species (Insecta: Diptera, Culcidae). *J Exp Biol* 207. 2289-2295.
18. Clenaghan, C., Giller, P.S., O'Halloran, J., Herman, R. 1998. Stream invertebrate communities in a conifer-afforested catchment in Ireland: Relationships to physico-chemical and biotic factors. *Freshwater Biology* 40, 75 – 193.
19. Collinson, N. H., Boggs, J., Corfield, A., Hodson, M. J., Walker, D., Whitfield, M., et al. 1995. Temporary and permanent ponds: An assessment of the effects of drying out the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation* 74, 125 – 133.
20. Costil, K., Dussart, G.B.J., Daguzan, J. 2001. Biodiversity of aquatic gastropod of the Mont St. - Michel Basin (France) in relation to salinity and drying habitats. *Biodiversity and Conservation* 10, 1 – 18.
21. Czaja, S. 1999. Changes in water relations under the conditions of strong anthropopression (A case study of Katowice conurbation). Katowice. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego.

22. Dallinger R., Berger B., Triebskorn-Köhler R., Köhler H. 2001. Soil biology and ecotoxicology. In: Barker G.M. (Ed.). The Biology of Terrestrial Molluscs. CABI Publishing, Wallingford. 489 – 525.
23. Den Hartog C., 1974. Brackish – water classification, its development and probléme. *Aquat. Exil.* 8, 15 – 28.
24. Dojlido T. 1995. *Chemia wód powierzchniowych Białystok*. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko. Poland.
25. Dolný A., Bárta D., Waldhauser M., Holuša O., Hanel L. 2007. The Dragonflies of the Czech republic: Ecology, Conservation and Distribution. Český svaz ochránců přírody Vlašim. Vlašim.
26. Dregolskaya I. 1993. Sensitivity of embryo of fresh-water mollusks from various habitats to a rise in concentration of copper ions in environment. *Russ. J. Exil.* 24 (2), 139-143.
27. Duncan A., Klekowski R. Z. 1966. The influence of salinity on the survival, respiratory rate and heart beat of young *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith), *Prosonbrachiata*. *Comp. Biochem. Physiol.* 22, 495 – 505.
28. Dunlop J.E., Mc Gregor G. 2007. Setting water quality guidelines for salinity and sediment in freshwater streams in Queensland. National Action Plan for Salinity and Water Quality. Technical Report Series. 62pp.
29. Dussard, G.B.J. 1976. The ecology of fresh-water molluscs in north west England in relation to water chemistry. *J. Mollus. Stud.* 42, 181 – 198.
30. DWAF. 1996. South African Water Quality Guidelines. 7: Aquatic Ecosystems (1st edn.). Department of Water Affairs & Forestry. Pretoria.
31. Folke C, Carpenter S, Walker B, Scheffer M, Elmqvist T, Gunderson L, Holling CS, 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annu Rev EcolEvol Syst* 35, 557–581.
32. Frantsevich L.I., Pankov I.V., Ermakov A.A., Korniyushin A.V. and Zakharchuk T.N. 1995. Molluscs as indicators of environmental pollution by radionuclides. *Russ. J. Ecol.* 26 (1), 47 – 52.
33. Frey D. G. 1993. The penetration of cladocerans into saline waters. *Hydrobiologia*, 267, 233–248.

34. Glöer, P., Meier-Brook C. 1998. Süßwassermollusken Deutscher Jugendband für Naturbeobachtung, Hamburg.
35. Hambler C., Henderson P.A, Speight M.R. 2011. Extinction rates, extinction-prone habitats, and indicator groups in Britain and at larger scales. *Biol. Conserv.* 144. 713 – 721.
36. Hammer, U.T.; Sheard, J.R; Kranabetter, J. 1990. Distribution and abundance of litoral benthic fauna in Canadian prairie saline lake. *Hydrobiologia* 197, 173-192
37. Hart B., Bailey P., Edwards P., Hurtle K., James K., McMahon A., Meredith C., Swadling K. 1991. A review of salt sensitivity of Australian freshwater biota. *Hydrobiologia* 210. 105 – 144.
38. Horrigan N., Dunlop J.E., Kefford B.J., Zavahir F. 2007. Acute toxicity largely reflects the salinity sensitivity of stream macroinvertebrates derived using field distribution. *Mar. Freshwater Res.* 58. 178-186.
39. Horsák M., Juříčková L., Beran L., Čejka T. & Dvořák L. 2010. Komentovaný seznam měkkýšů zjištěných ve volné přírodě České a Slovenské republiky. [Annotated list of mollusc species recorded outdoors in the Czech and Slovak Republics]. – *Malacologica Bohemoslovaca*, Suppl. 1: 1–37. Online serial at <<http://mollusca.sav.sk>> 10-November 2010.
40. Chobot, K., Řezáč, M., Boháč J., 2005: Epigeické skupiny bezobratlých a jejich indikační schopnosti. In Vačkář D. (ed.), *Ukazatele změn biodiverzity*. Academia, Praha, 239-248.
41. IUCN 2001: IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
42. Jacobsen R., Forbes V. 1997. Clonal variation in life-history traits and feeding rates in the gastropod, *Potamopyrgus antipodarum*: performance across a salinity gradient. *Funct Ecol* 11:260–267.
43. Jankowski A.T., Molenda T. 2007. Antropogeniczne środowiska bodne na Górnym Śląsku cz..4 Środowiska powierzchniowe – zbiorniki zapadliskowe i w nieckach osiadań. *Przyroda Górneho Śląska* 48. 10-11.
44. Jankowski A.T., Rzętała M., 2000, Wyżyna Śląska i jej obrzeża – stan i antropogeniczne zmiany jakości wód powierzchniowych (Silesian Upland and its

- borders – condition and anthropogenic changes in the quality of surface waters), [in:] Burchard J. (ed.), Stan i antropogeniczne zmiany jakości wód w Polsce (State and anthropogenic changes of water quality in Poland), Wyd. UŁ, Łódź. 143-154.
45. Jarvis, A.P., Younger, P.L. 2000. Broadening the scope of mine water environmental impact assessment – A UK perspective. *Environmental Impact Assessment Review* 20, 85 – 96.
46. Jordan P.J., Deaton L.E. 1999. Osmotic regulation and salinity tolerance in the freshwater snail *Pomacea bridgesi* and the freshwater clam *Lampsilis teres*. *Comparative Biochemistry and Physiology A* 122. 199 – 205.
47. Kašovská K., Kupka J. 2011. Měkkýši zrušené Státní přírodní rezervace Loucké rybníky (Slezsko, Česká republika). [Molluscs of the abolished reserve of the Loucké Rybníky ponds (Silesia, Czech Republic)]. – *Malacologica Bohemoslovaca*, 10: 68–72. Online serial at <<http://mollusca.sav.sk>> 11-November-2011.
48. Kefford B.J., Papas P.J., Nuggeoda D. 2003. Relative salinity tolerance of macroinvertebrates from the Baron River, Victoria, Australia. *Mar Freshwater Res.* 54:755 – 765
49. Kefford B.J., Nuggeoda D. 2005a. No evidence for a critical salinity threshold for growth and reproduction in the freshwater snail *Physa acuta*. *Environmental Pollution* 134. 377 – 383.
50. Kefford B.J., Palmer C.G., Nuggeoda D. 2005b. Relative salinity tolerance of freshwater macroinvertebrates from the south-east Eastern Cape, South Africa compared with the Baron Catchment, Victoria, Australia. *Mar Freshwater Res* 56:163 – 171.
51. Kefford B.J., Fields E.J., Clay C., Nuggeoda D. 2007. Salinity tolerance of riverine macroinvertebrates from the southern Murray-Darling Basin. *Mar. Freshwater Res.* 58. 1019-1031.
52. Kefford, B. J., Marchant, R., Schäfer, R. B., Metzeling, L., Dunlop, J. E., Choy, S.C., Goonan, P. 2011. The definition of species richness used by species

sensitivity distributions approximates observed effects of salinity on stream macroinvertebrates. *Environmental Pollution* 159 (1), 302 – 310.

53. Konečná E. 2007. Eutrofizace poklesových kotlin. VŠB-Technická univerzita Ostrava. Disertační práce. Ostrava.

54. Koutecká, V. 1998. Příroda okresu Karviná; referát životního prostředí. Karviná.

55. Le Viol. I., Mocq J., Julliard R., Kerbiriou C. 2009. The contribution of stormwater retention ponds to the biodiversity of aquatic macroinvertebrates. *Biol. Conserv.* 142. 3163 – 3171.

56. Lewin, I. 2001. Freshwater gastropod communities in the reservoirs and rivers of the Ciechanowska Upland. PhD thesis, The University of Silesia.

57. Lewin I., Smoliński A. 2006. Rare and vulnerable species in the mollusc communities in the mining subsidence reservoirs of an industrial area (The Katowicka Upland, Upper Silesia, Southern Poland). *Limnologica* 36. 181 – 191.

58. Losos, B. a kol. 1984. Ekologie živočichů. SPN Praha. 316pp.

59. Losos, B. 1992. Cvičení z ekologie živočichů. Masarykova univerzita Brno

60. Ložek V. 1956. Klíč československých měkkýšů. Bratislava. 437 pp.

61. Ložek V. 2005. Suchozemští měkkýši jako ukazatele biodiverzity. In: Vačkář, D. (Ed): Ukazatele změn biodiverzity. Praha: Academia. 262-273.

62. Mackie G.L., Fillipance, L. A. 1983. Intra- and interspecific variations in calcium content of freshwater molluscs in relation to calcium content of water. *J.Mollus. Stud.* 49, 204 – 212.

63. Mácha, S. 1971. Kulturní vlivy na faunu měkkýšů. *Acta musei Silesiae, Series A, Opava* 20, 121 – 134.

64. Makohuzová, Z. 2001. Hornická činnost ČDM, as Dolu ČSM, o.z. Stonava v období 2003-2010. Dokumentace hodnocení vlivů na životní prostředí podle zák. č. 244/1992 Sb. Ostrava.
65. Margalef, R. 1963. On certain unifying principles in ecology. Amer. Nat., 97, 357-374.
66. Marshall N.A., Bailey P.C.E. 2004. Impact of secondary salinisation on freshwater ecosystems: effect of contrasting, experimental, short term releases of saline wastewater on macroinvertebrates in a lowland stream. Mar Freshwater Res 55. 509-523.
67. Martin K., Sommer M. 2004. Relationships between land snail assemblage patterns and soil properties in temperate-humid forest ecosystems. Journal of Biogeography 31, 531- 545.
68. Matýsek, D. 1996. Geochemie půd ostravsko – karvinské aglomerace. VŠB-Technická univerzita Ostrava. Disertační práce. Ostrava.
69. McKillop W.B., Harrison A.D. 1972. Distribution of aquatic gastropods across an interface between the Canadian Shield and limestone formations. Can.J.Zool.50 1433 – 1445.
70. Meglen, R.R., 1992. Examining large databases: A chemometric approach using principal component analysis. Mar. Chem. 39, 217-237.
71. Michalik – Kucharz, A., Strzelec, M., Serafiński, W. 2000. Malacofauna of rivers in Upper Silesia (Southern Poland). Malakologische Abhandlungen 20 (12), 101 – 109.
72. Michalik – Kucharz, A. 2008. The occurrence and distribution of freshwater snails in a newly industrialised region of Poland (Upper Silesia). Limnologica 38, 43 – 55.
73. Mitsch, W.J.; Gosselink, J.G. 2007. Wetlands 4th Edition .John Wiley and Sons, Inc. Hoboken, NJ, USA.
74. Muschal, M. 2006. Assessment of risk to aquatic biota from elevated salinity—A case study from the Hunter River, Australia Journal of Environmental Management 79, 266–278.

75. Nařízení vlády č. 23/2011 Sb., ze dne 22. prosince 2010 o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitosti povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.
76. Nielsen D.L., Brock M.A., Rees G.N., Baldwin D.S. 2003. Effects of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany*. V.51. 655-66.
77. Økland, J. 1983. Factors regulating the distribution of freshwater snails (Gastropoda) in Norway. *Malacologia* 24 (1 – 2), 277 – 288.
78. Økland, J. 1990. Lakes and snails: environment and gastropoda in 1500 norwegian lakes, ponds and rivers., Universal Book Services. 516pp.
79. Owens, S., 2001. Salt of the Earth. *EMBO Rep.* 2, 877 – 879.
80. Pawlowitz R., 2008. Calculating the conductivity of natural waters, *Limnology and Oceanography: Methods* 6, 489-501.
81. Pertile, E. 2007. Hydrochemie zvodnělých poklesových kotlin ve vymezeném území Karvinska. Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava. Hornicko – geologická fakulta. Disertační práce. Ostrava.
82. Pierzchala L. 2011. Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin. VŠB-Technická univerzita Ostrava. Neobhájená Disertační práce. Ostrava.
83. Pierzchala L., Kašovská, K., Stalmachová B. 2011. The assessment reclamations in the Upper Silesia subsidence reservoirs through the fyto and zoocenosis. In *The 11th International GeoConference*, 20-25 June, 2011 Albena. Vol. 3. s. 661 – 668. DOI: 10.5593/sgem.org.
84. Puchalski, W. 1985. Poeksploatacyjne zbiorniki wodne. Wstep do charakterystyki ekologicznej. *Wiad. Ekol.* 31, 3 – 25.

85. Quitte, E. 1971. Klimatické oblasti Československa — Československá akademievěd - geografický ústav Brno. Klimatische Gebiete der Tschechoslowakei. — Studia Geographica 16, GgU ČSAV, Brno.
86. Raclavská, H. et al. 2001 – 2003. In: Stalmachová, B. Inicie přírodních ekosystémů poddolované krajiny pro proces obnovy území Karvinska. MŽP VaV/640/1/01. MS VŠB-TU. Ostrava.
87. Raclavská H., Škrobánková H. 2007. Salinita vod poklesových kotlin v oblasti OKR. In Recyklace odpadů XI. ISBN 978-80-248-1597-8. 151 – 155pp.
88. Raclavská, H., Grmela, A. 2007. Analýza rizik ve vztahu ke geologickému podloží prosanaci kalových nádrží Jeremenko. MS VŠB Ostrava (78 s.).
89. Rohde W. 1949. The ionic composition of the lake waters. Verh. Intern. Ver. Limnol. 10. 377-386.
90. Rostański A. 1996. Vernal-grasses (Anthoxanthum) in Poland. Fragm. Flor. et Geobot. 41(2), 513-520.
91. Rutherford J.C., Kefford B.J. 2005. Effects of salinity on stream ecosystems: improving models for macroinvertebrates. In: CSIRO Land and water Technical Report. CSIRO Land and Water. Canberra. Australia 22/05. 1-64pp.
92. Rzętała, M. 1998. Zróżnicowanie występowania sztucznych zbiorników wodnych na obszarze Wyżyny Katowickiej. Uniwersytet Śląski (vol. 22, pp. 53 – 67). Geographia. Studia et dissertationes. Prace Naukowe Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach no. 1723.
93. Samways M.J. 1989. Farm dams as nature reserves for dragonflies (Odonata) at various altitudes in the Natal Drakensberg mountains, South Africa. Biol. Conserv. 48. 181 – 187.
94. Sierka E., Sierka W. 2006. The Effect of Flooded Mine Subsidence on Thrips and Forest Biodiversity in the Silesian Upland of Southern Poland – A case study. Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica 43 (2). 345 – 353.

95. Sierka E., Stalmachová B., Molenda T., Chmura D., Pierzchala, L. 2012. Environmental and socio-economic importance of mining subsidence reservoirs. BEB – technická literatura, Praha.. ISBN: 978-80-7300-445-3
96. Schmitz W. 1959. Zur frage der Klassifikation der binnenlandishen Brackwasser. Arch. Oceanogr. Limnol. 11 (Suppl.). 179 – 225.
97. Schönborn W. 2003. Lehrbuch der Limnologie. Stuttgart.
- Směrnice rady 79/923 o požadované jakosti vod pro měkkýše
98. Směrnice rady 79/923 Evropského parlamentu ze dne 30. Října 1979 o požadované jakosti vod pro měkkýše. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 1991.
99. Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky [Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy]. Pracovní překlad s anglickým originálem. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 2001.
100. Stalmachová B., 1999. Přirozená vegetace a její význam pro regeneraci hornické krajiny Karvinska. Habilitační práce, VŠB – TU Ostrava, 205 s.
101. Stalmachová, B. et al. 2001. Inicie přirozených ekosystémů poddolované krajiny pro proces obnovy území Karvinska. Dílčí výzkumná zpráva projektu. Stalmachová B. 2003. Strategie obnovy hornické krajiny. Technická univerzita Ostrava, Hornicko-geologická fakulta. Ostrava.
102. Strzelec, M. 1993. Ślimaki (Gastropoda) antropogenicznych środowisk wodnych Wyzyny Śląskiej. Práce nauk. Uniw. Śląskiego nr 1358, Katowice, s.104.
103. Strzelec, M., Krodkiewska, M. 1994. The rapid expansion of *Potamopyrgus jenkinsi* (E. A. Smith, 1889) in Upper Silesia (Southern Poland) (Gastropoda: Prosobranchia: Hydrobiidae). Malakologische Abhandlungen, 17, 83 – 86.
104. Strzelec, M., Serafiński, W. 1996. Population ecology of *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) in a recently colonized area: Upper Silesia (Southern Poland). Malakologische Abhandlungen 18, 76 – 82.

105. Strzelec, M., Serafiński, W. 2004. *Biologia i ekologia ślimaków w zbiornikach antropogenicznych*. Katowice. Centrum Dziedzictwa Przyrody Górnego Śląska.
106. Strzelec, M., Spyra, A., Serafiński, W. 2010. *Biologia wód śródlądowych*. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice, 143 s.
107. Ter Braak, C.J.F., Šmilauer, P. 2002. *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Ithaca, NY, USA (www.canoco.com). Microcomputer Power.
108. Tropek R., Kadlec T., Karesova P., Spitzer L., Kocarek P., Malenovsky I., Banar P., Tuf I.H., Hejda M., Konvicka M. 2010. Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *J. Appl. Ecol.* 47. 139 – 148.
109. Tolasz R., Brázdil R., Bulř O., Dobrovolný P., et al. 2007. *Atlas podnebí Česka. — Český hydrometeorologický ústav ; Universita Palackého v Olomouci. Praha ; Olomouc.*
110. Turner, H., Kuiper J.G.J., Thew N., Bernasconi R., Rüetschi J., Wüthrich, M., Gosteli, M. 1998. *Mollusken der Schweiz und Liechtensteins*. Neuchâtel, Fauna Helvetica 2, 527s.
111. Velecká, I. 2002. Perspektivy bioindikačního využití vodních měkkýšů na základě znalosti bionomie jednotlivých druhů - [Perspectives of bioindication of water molluscs based on the knowledge of bionomy of each species]. - *Malacologica Bohemoslovaca* 1. 11–14.
112. Vermonden K., Leuven R.S.E.W., Van der Velde G., Van Katwijk M.M., Roelofs J.G.M., Hendriks A.J. 2009. Urban drainage systems: an undervalued habitat for aquatic macroinvertebrates. *Biol. Conserv.* 142. 1105 – 1115.
113. Vyhláška Ministerstva životního prostředí č. 98/2011 Sb., o způsobu hodnocení stavu útvarů povrchových vod, způsobu hodnocení ekologického

potenciálu silně ovlivněných a umělých útvarů povrchových vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu povrchových vod.

114. Walker B., Kinzig, A., Langridge J. 1999. Plant attribute diversity, residence and ecosystem function: The nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems* 2, 95 – 113.

115. Wärebörn I. 1969. Land molluscs and their environments in an oligotrophic area in southern Sweden. *Oikos* 20. 461–479.

116. Wärebörn I. 1970. Environmental factors influencing the distribution of land molluscs of an oligotrophic area in southern Sweden. *Oikos* 21. 285-291.

117. Wildermuth H., Krebs A. 1983. Sekundäre Kleingewässer als Libellenbiotope. *Vierteljahrsschr. Naturf. Ges. Zurich*. 128. 21-42.

118. Williams W.D. 1998. Salinity as determinant of the structure of biological communities in salt lakes. *Hydrobiologia* 381. 191 – 201.

119. Williams W.D. 1999. Salinisation: a major threat to water resources in the arid and semi-arid regions of the world. *Lakes Reserv: Res Manage* 4. 85 – 91.

120. Williams, P., Whitfield, M. Biggs, J. Bray, S., Fox, G., Nicolet, P. et al. 2004. Komparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115, 329 – 341.

121. Williams, W.D. 1964. A contribution to lake typology in Victoria, Australia. *Verh. Int Ver. Limnol* 15, 158-163.

122. Wood, P. J., Greenwood, M. T., Barker, S.A., Guán, J. 2001. The effects of amenity management for angling on the conservation value of aquatic invertebrate communities in old industrial ponds. *Biological Conservation* 102, 17 – 29.

123. Zalizniak L., Kefford B.J., Nugegoda D. 2006. Is all salinity the same? I. The effect of ionic compositions on the salinity tolerance of five species of freshwater invertebrates. *Mar. Freshwater Res.* 57. 75-82.

124. Zalizniak L., Kefford B.J., Nugegoda D. 2009. Effects of different ionic composition on survival and growth of *Physa acuta*. *Aquat Ecol.* 43:145 – 156.

125. Ziemann H., Schulz C. J. 2011. Methods for biological assessment of salt-loaded running waters – fundamentals, current positions and perspectives. *Limnologica* 14. 90-95.

126. Zákon ČNR č. 254/2001 ze dne 28. června 2001 o vodách (vodní zákon).

- Mapy území ČR 2012 [cit. 2012-07-11] Dostupné z <http://www.karvina.org/>
- Mapy území ČR 2012 [cit. 2012-08-11] Dostupné z <http://www.maps.google.com/>

Programy

1. Canoco for Windows Version 4.1. Biometris-Plant Research Interational, Wageningen, The Netherlands.
2. Statistica ver.8.0, StatSoft, Inc. USA.

Seznam příloh

Příloha 1 Fotodokumentace zkoumaných lokalit.....	98
Příloha 2 Ekodiagramy jednotlivých druhů vodních měkkýšů – obsah RL.....	104
Příloha 3 Fotodokumentace jednotlivých druhů vodních měkkýšů, nalezených v ZPK.....	109
Příloha 4 Fotodokumentace laboratorních testů ekotoxicity, foto:Kašovská, 2012.....	114

11 Přílohy

Příloha 1 Fotodokumentace zkoumaných lokalit

(foto: K. Kašovská 2010 – 2012)



Foto 1 Lokalita č. 1 Ucesty, Horní Suchá

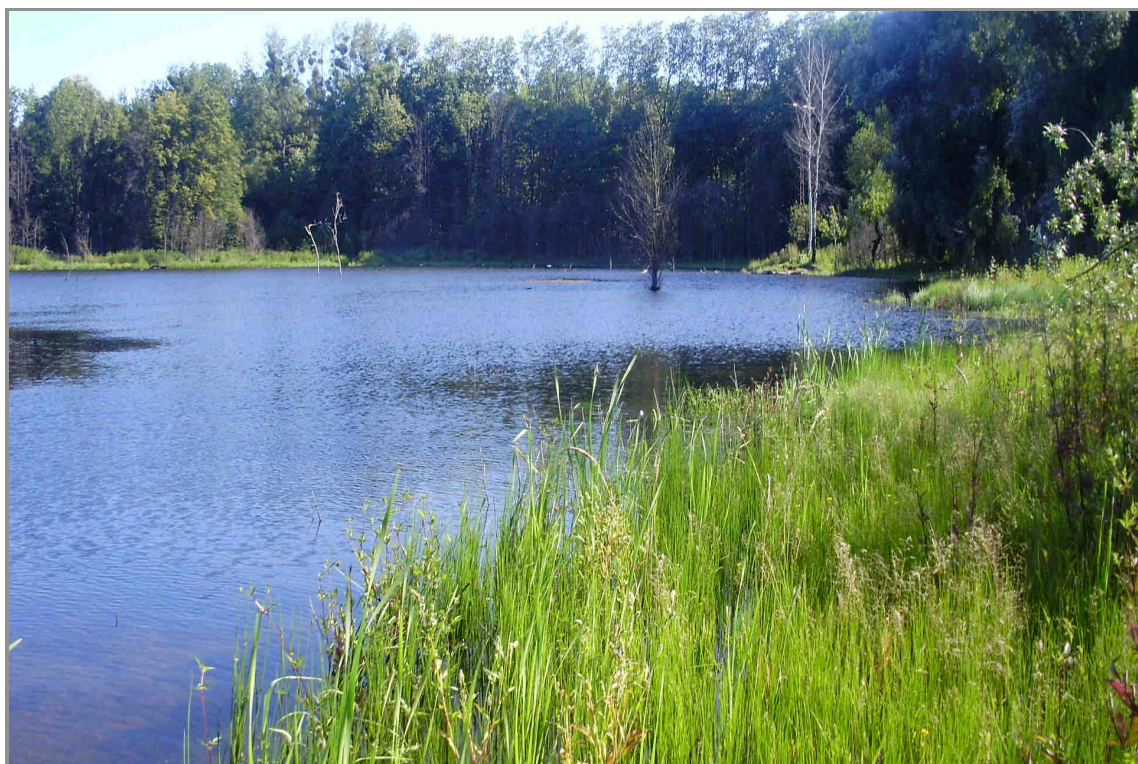


Foto 2 Lokalita č. 2 Barbora, Horní Suchá



Foto 3 Lokalita č. 3 U Obalovny, Karviná Doly



Foto 4 Lokalita č. 4 František skládka, Horní Suchá



Foto 5 Lokalita č. 5 U Kostela, Karviná Doly



Foto 6 Lokalita č. 6 Louky, Karviná – Louky



Foto 7 Lokalita č. 7 Darkov, Karviná - Darkov



Foto 8 Lokalita č. Bartošůvka, Havířov - Suchá



Foto 9 Lokalita č. Pod lesem, Havířov - Suchá

Ing. Kamila Kašovská: Hodnocení stupně zasolení vod poklesových kotlin na základě charakteristiky malakocenóz



Foto 10 Lokalita č. Solecká, Horní Suchá

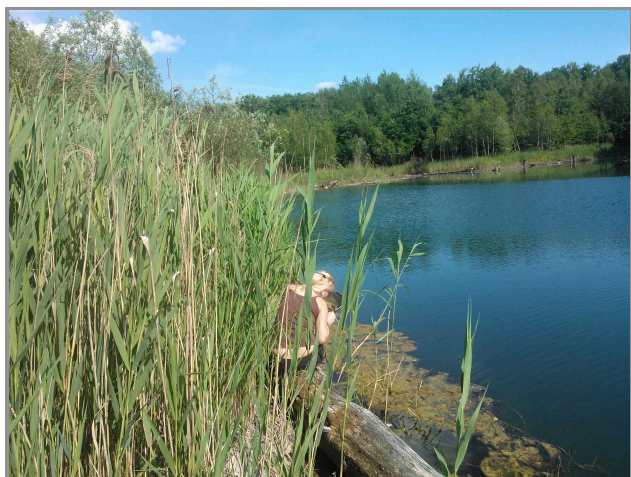
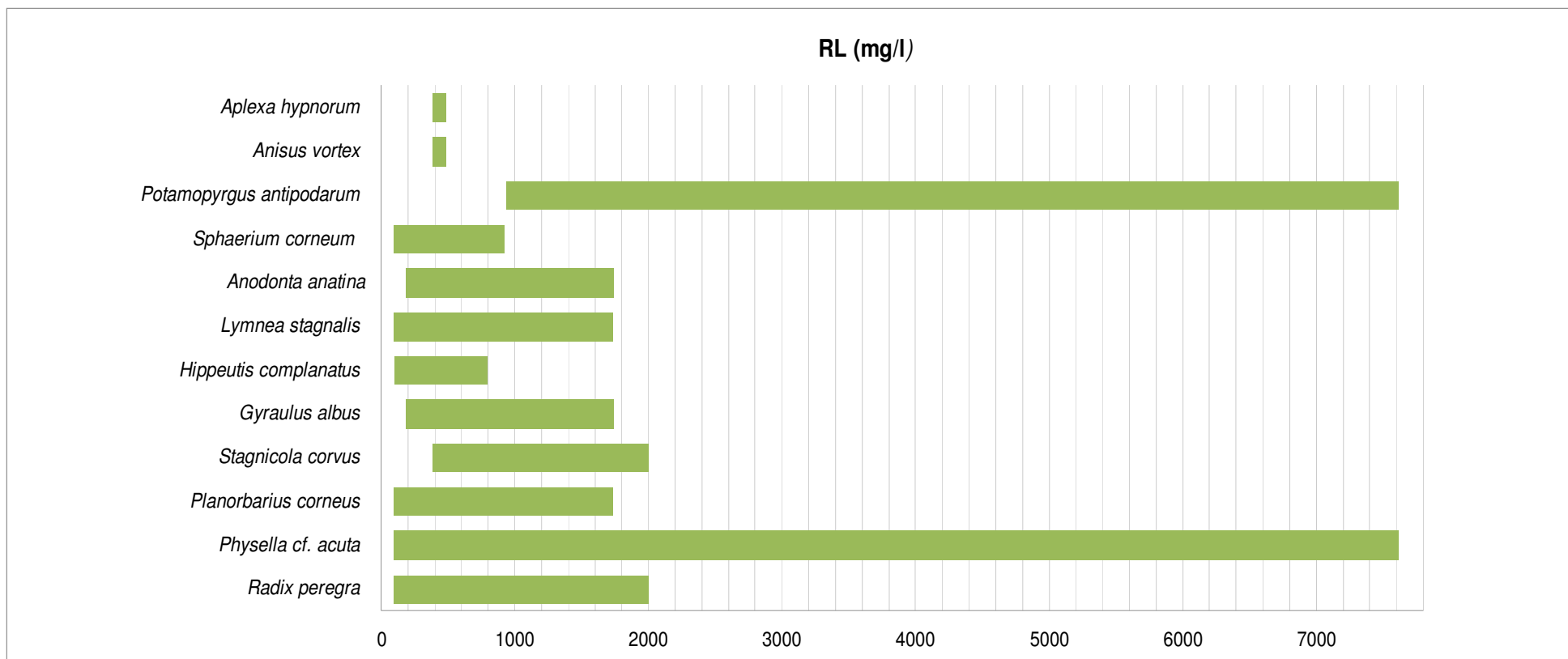
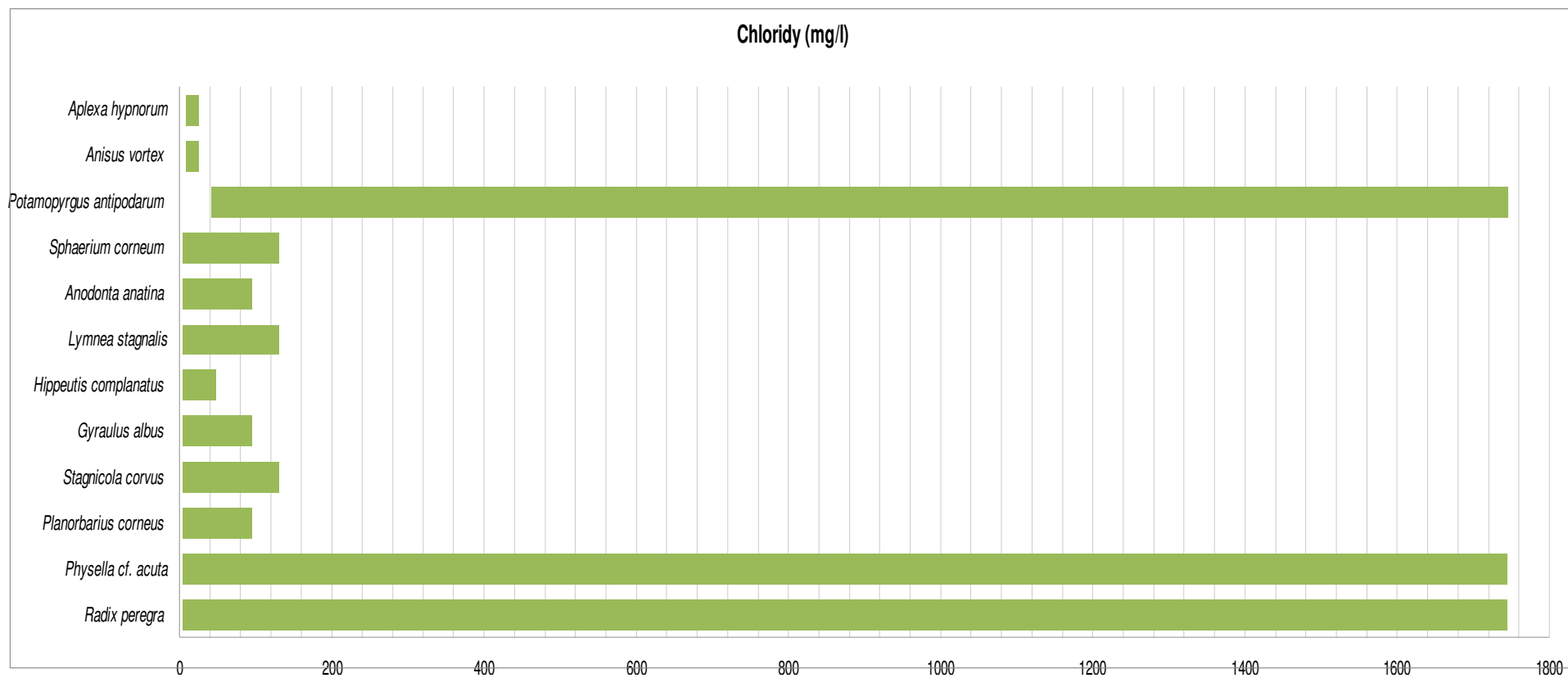


Foto 11 a 12 Práce v terénu na lokalitách Barbora a U Obalovny

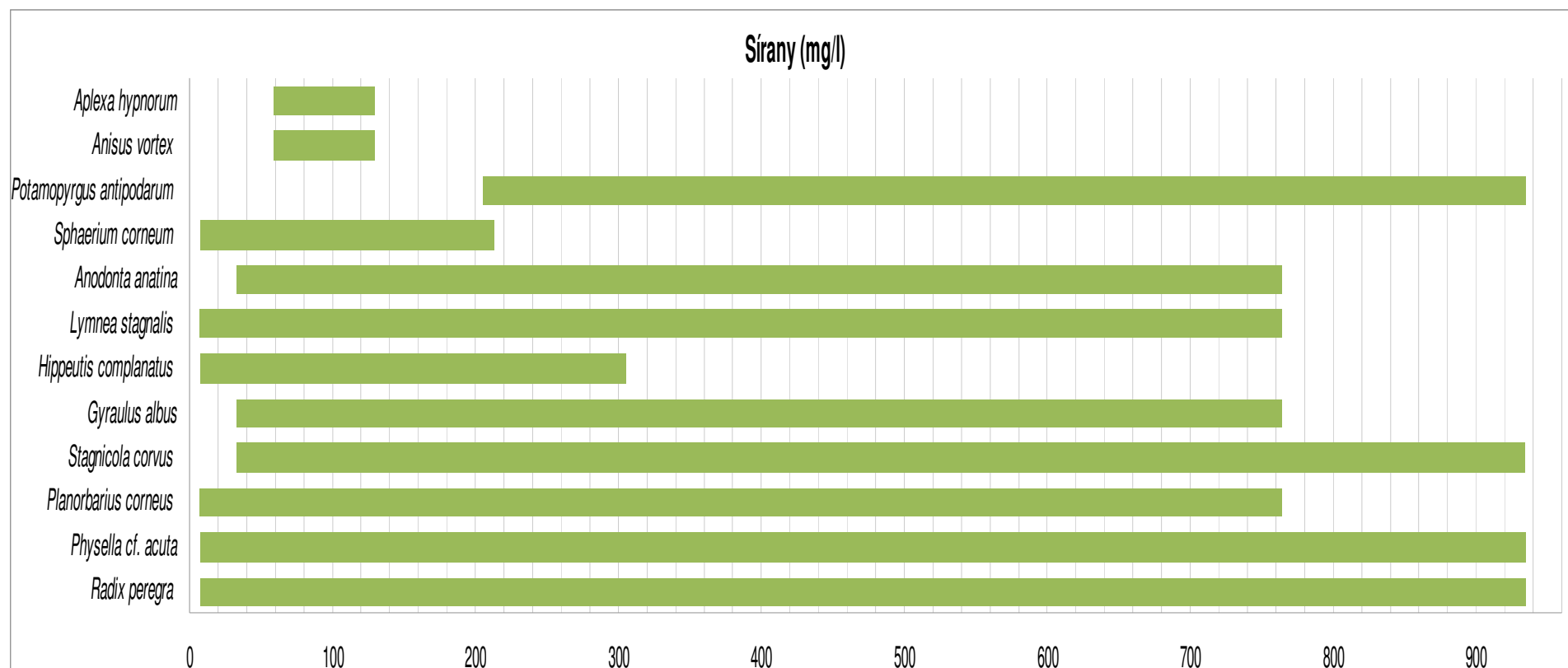
Příloha 2 Ekodiagramy jednotlivých druhů vodních měkkýšů – obsah RL



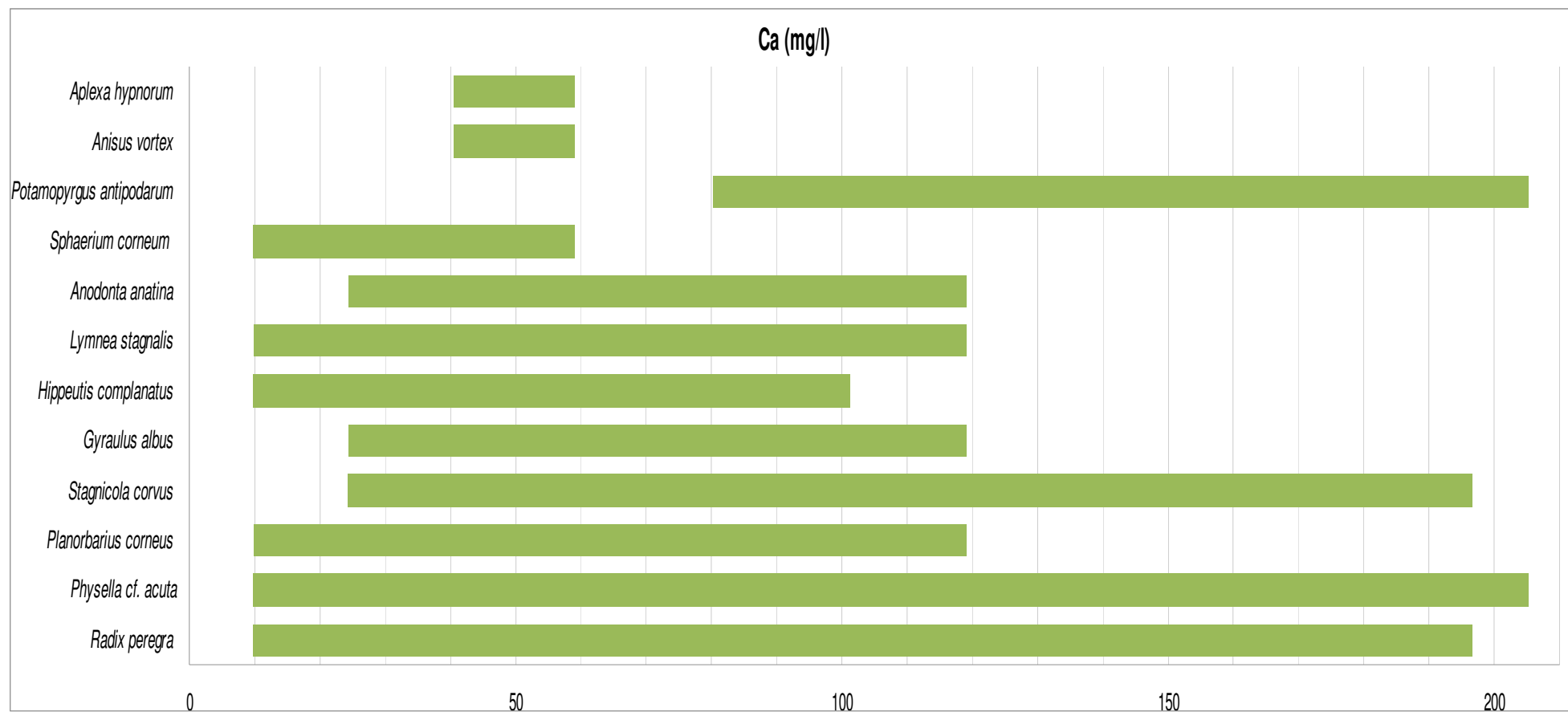
Ekodiagramy jednotlivých druhů vodních měkkýšů – chloridy



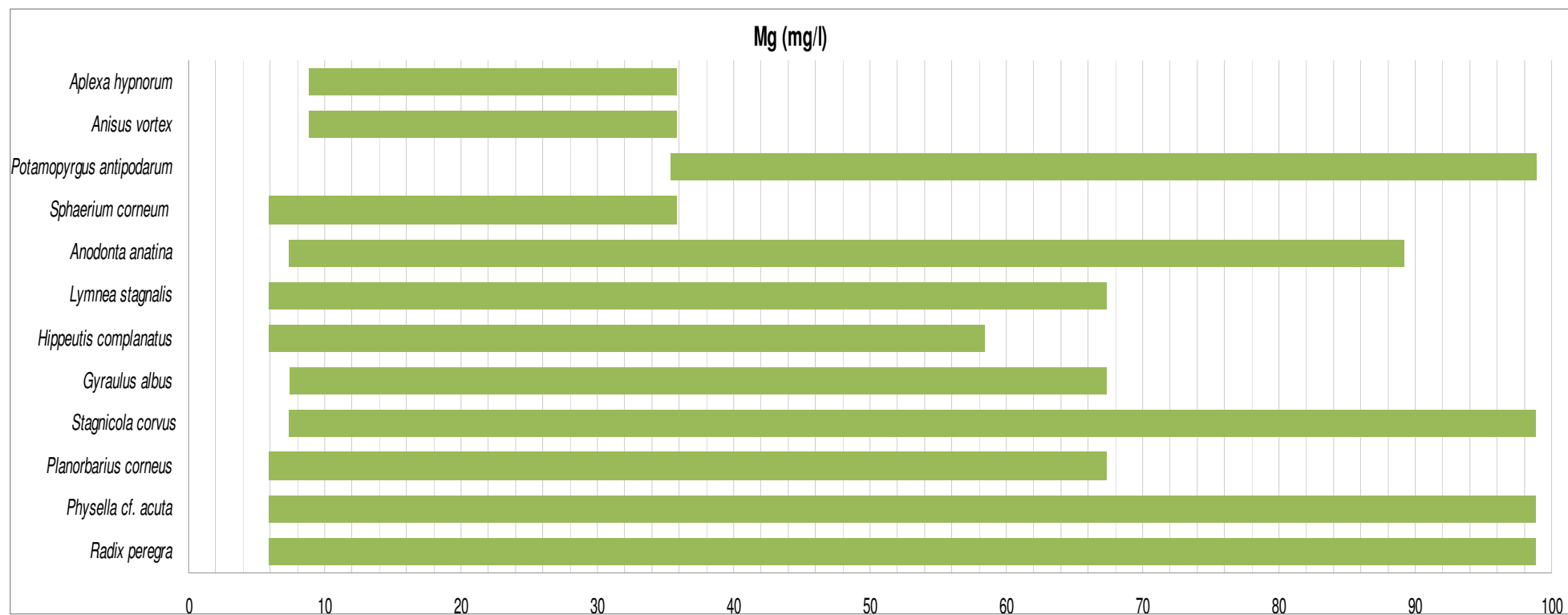
Ekodiagramy jednotlivých druhů vodních měkkýšů – sírany



Ekodiagramy jednotlivých druhů vodních měkkýšů – Ca



Ekodiagramy jednotlivých druhů vodních měkkýšů – Mg



Příloha 3 Fotodokumentace jednotlivých druhů vodních měkkýšů, nalezených v ZPK

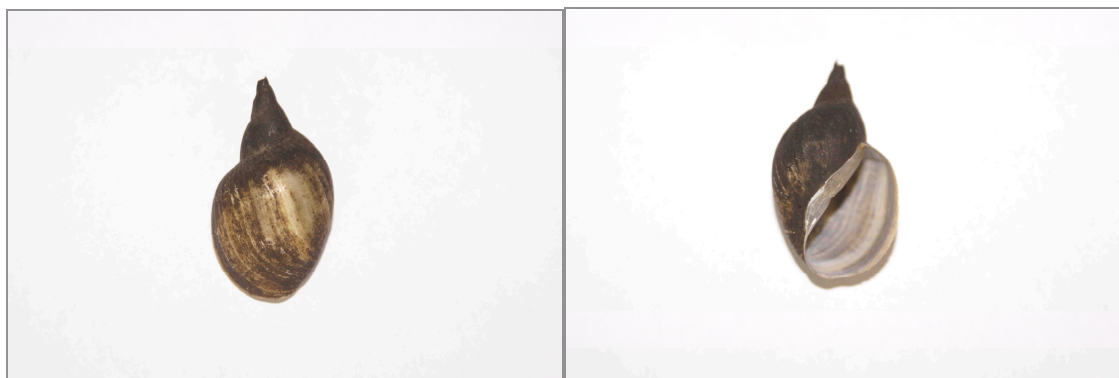


Foto 13 a 14 *Lymnea stagnalis*, foto: Kašovská, 2012

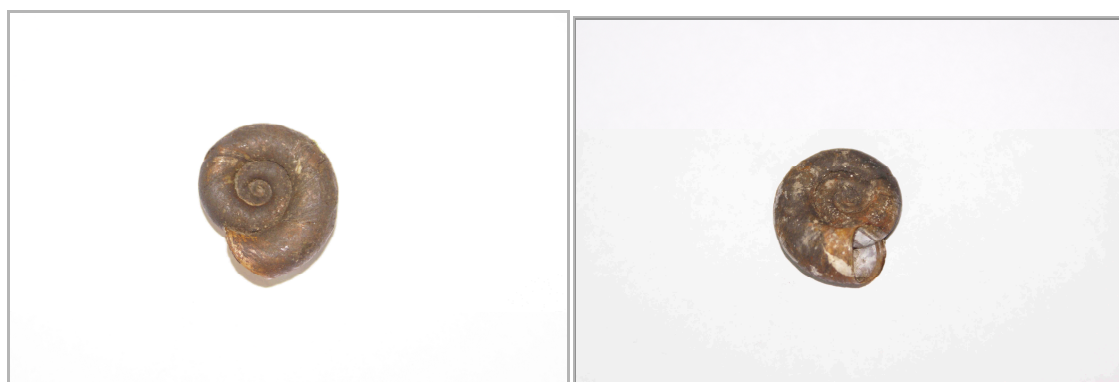


Foto 15 a 16 *Planorbis corneus*, foto: Kašovská 2012



Foto 17 a 18 *Stagnicola corvus*, foto: Kašovská, 2012



Foto 19 a 20 *Physella* cf. *acuta*, foto: Kašovská, 2012



Foto 21 *Radix peregra*, foto: Kašovská, 2012



Foto 22 *Anisus vortex*, foto: Kašovská, 2012



Foto 23 *Gyraulus albus*, foto: Kašovská, 2012



Foto 24 a 25 *Hippeutis complanatus*, foto: Kašovská, 2012



Foto 26 a 27 *Aplexa hypnorum*, foto: Kašovská, 2012



Foto 28 a 29 *Potamopyrgus antipodarum*, foto: Kašovská, 2012



Foto 30 a 31 *Anodonta anatina*, foto: Kašovská 2012



Foto 32 *Sphaerium corneum*, foto: Kašovská 2012



Foto 33 Akvária s různými koncentracemi RL (mg/l)



Foto 34 Pohled na akvária a měřicí přístroje v laboratoři